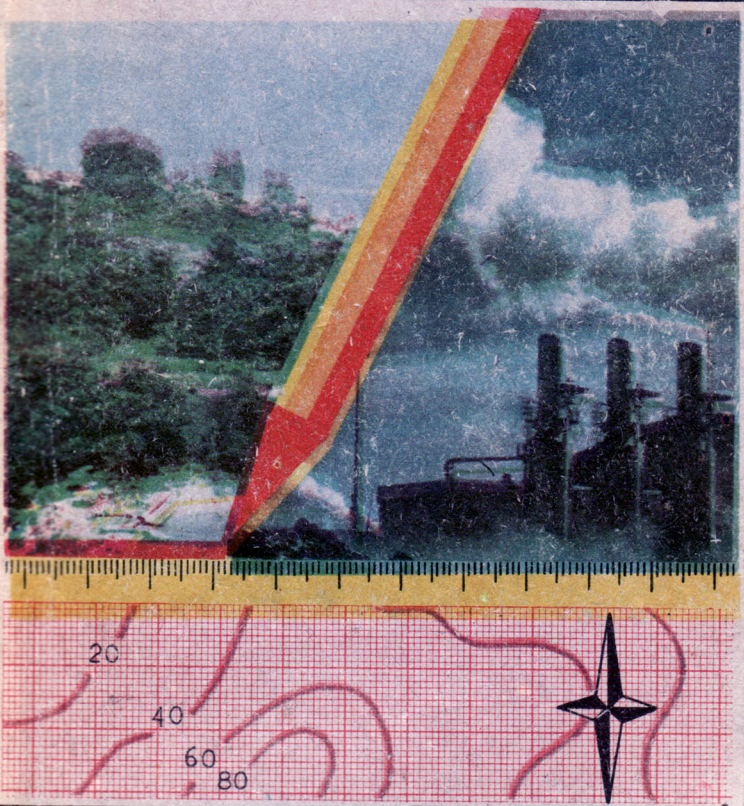
50
193

Sergiu Tumanov

CALITATEA AERULUI

seria TEHNICA LA ZI



EDITURA TEHNICĂ

Colecția „ȘTIINȚA ȘI TEHNICA PENTRU TOȚI"

Seria „Tehnica la zi"

Apariții 1987

Străjescu M.	FIXAREA AZOTULUI
Stanciu D.	SENZORI – PREZENT ȘI PERSPECTIVĂ
Olinescu R., Greabu M.	CHEMILUMINESCENȚA ȘI BIOLUMINESCENȚA
Stroia Al.	O CĂLĂTORIE ÎN LUMEA ZAHĂRULUI
Rabeja R.	DIODE ȘI TRANZISTOARE
Cecal Al.	ASPECTE CHIMICE ALE ENERGIEI NUCLEARE
Balaure E.	SISTEME ȘI ECHIPAMENTE DE COMANDĂ NUMERICĂ
Manilici V.	USCATUL SE FORMEAZĂ ÎN APĂ
Albu M.	ENERGIA GEOTERMICĂ
Papae N.	CONSTRUCȚIILE – TEHNICĂ ȘI ARTĂ

Apariții 1988

Ionescu C.	PĂRUL – UN NEPREȚUIT DAR AL NATURII
Nica Al.	CERAMICA TEHNICĂ
Filipescu L.	SISTEME INDUSTRIALE DE CRISTALIZARE
Tătulescu N.	VERIFICAREA CALITĂȚII PRIN EȘANTIONARE SECVENȚIALĂ
Marikovski P. I.	ANIMALELE ȘI CUTREMURELE DE PĂMÎNT (trad. din limba rusă)
Stratulat M.	HIDROGENUL – COMBUSTIBILUL VIITORULUI
Ispas S.	
Borha U-M Brad Segal	ALCOOLUL ETILIC – CARBURANT
Trușculescu M. ș.a.	METALE AMORFE
Palfalvi A.,	METALURGIA PULBERILOR
Rusu M.	PODURILE DE-A LUNGUL TIMPULUI
Diaconu C.	RÎURILE – DE LA INUNDAȚII LA SECETĂ
Popescu O.	ELECTROFOREZA
Gheorghiu C.	MOTOARE DE AVION

Apariții 1989

Costăchescu M.	TEHNICI MODERNE DE ZBOR
Moraru S.	COMPORTAREA CLĂDIRILOR LA SEISME
Niculescu-Mizil G.	SISTEME FLEXIBILE DE FABRICAȚIE
Papae R. M.	CONSTRUCȚIILE – TEHNICĂ ȘI ARTĂ (II)
Roman P.	HIDROTRANSPORTORUL

SERGIU TUMANOV

CALITATEA AERULUI

EDITURA TEHNICĂ
București — 1989

Seria „TEHNICA LA ZI“

face parte din
COLECȚIA „ȘTIINȚA ȘI TEHNICA PENTRU TOȚI“

ce apare sub egida
CONSILIULUI NAȚIONAL
al
FRONTULUI DEMOCRAȚIEI ȘI UNITĂȚII SOCIALISTE

Redactor: *IOAN CISMAȘ*
Tehnoredactor: *OLIMPIADA NISTOR*
Coperta: *SIMONA DUMITRESCU*
Coli tipar: 5; Bun de tipar: 28.03.1989
C.Z.: 661.92
ISBN 973-31-0092-7

Tiparul executat de Intreprinderea Polgrafică
13 Decembrie str. Gr. Alexandrescu nr. 89-97
Localitatea București
ROMÂNIA

CUVÎNT ÎNAINTE

Mijloacele de informare în masă aduc cu regularitate „ştiri" despre starea ecologică a Planetei. Cititorului îi vor fi devenit desigur cunoscute fenomene ca „perforaţia" din pătura stratosferică de ozon de deasupra Antarcticii, de care se fac vinovate, după unele păreri, celebrele substanţe cloro-fluorocarbonate din spray-uri şi din agregatele frigiderelor; sau cele 14 procente de păduri vătămate în ultimii cîţiva ani din totalul pădurilor Europei printre altele de ploi acide; sau creşterea alarmantă a cantităţii de bioxid de carbon din atmosferă ca urmare a activităţii industriale, despre care experţii afirmă că va provoca o creştere cu 1,5 pînă la 4,5°C a temperaturii de echilibru a atmosferei atrăgînd după sine o creştere a nivelului oceanului planetar cu 20 pînă la 140 cm datorită topirii parţiale a calotelor de gheaţă polare . . .

Cititorului nu-i sînt desigur străine cel puţin cîteva din marile avarii ale erei industriale în care trăim, cum a fost explozia de la uzina chimică din Seveso, Italia, din 1976; sau tragicul accident de la uzina chimică din Bhopal, India, din 1984, soldat cu peste două mii de victime în rîndurile populaţiei din vecinătatea uzinei; ca să nu mai vorbim de catastrofa nucleară de la Cernobîl, din primăvara anului 1986, care, prin consecinţele ei la scară continentală, a stîrnit atîta îngrijorare şi a răsturnat atîtea concepţii în energetică, în politica mediului ambiant, în studiul comportamentului uman etc.

Fără îndoială, astfel de informaţii sînt utile. Nu mai puţin utile sînt noutăţile tehnice: noi filtre, noi ameliorări aduse motoarelor cu ardere internă, noi optimizări ale tehnologiilor în industria chimică etc., toate menite să preîntîmpine

degradarea mediului înconjurător. La rîndul lor, se bucură de o relativ largă circulație și sînt primite cu interes noutățile medicale privitoare la efectele poluanților asupra organismului uman și, eventual, la mijloacele lor de combatere.

Se știe însă destul de puțin că în studierea poluării atmosferice este serios implicată și meteorologia. Din acest domeniu sosesc destul de rar știri în afara celor senzaționale precum „gaura de ozon" sau „încălzirea atmosferei", amintite mai sus. Dar meteorologia nu se ocupă numai de fenomene excepționale. Alături de alte discipline, ea este o prezență permanentă în activitatea cotidiană de combatere a poluării. Această broșură își propune să prezinte cititorului interesat de mediul ambiant cîteva aspecte ale acestei activități, poate mai puțin spectaculoase dar care de bună seamă merită să fie cunoscute.

CUPRINS

CUVÎNT ÎNAINTE 5

INTRODUCERE. O TRECERE ÎN REVISTĂ A PROBLEMELOR 9

DE LA EMISIE LA CONCENTRAȚIE ÎN AER, PRIN CALCUL. MODELAREA DISPERSIEI POLUANȚILOR 13

Emisia instantanee. „Norul" poluant 13
Intensitatea turbulenței și stabilitatea atmosferică 19
Din nou despre difuzia poluanților 23
De la emisia instantanee la emisia continuă 24
Durata observației. Perioadă de mediere 27
Supraînălțarea penei 29
Estimarea concentrației. Caz izolat și cazul tipic 31
Modelarea dispersiei poluanților 33

SURSE DE POLUARE. INVENTARUL EMISIILOR 40

Cum inventariem emisiile? 43
Banca de date de inventar 47

NORME DE CALITATE A AERULUI 49

De la experiență medicală la normă de calitate a aerului 51
Normă de calitate a aerului și statistică matematică 55
„Puterea" unei norme de calitate a aerului 58
Normele de calitate a aerului și modelarea difuziei poluanților .. 60
Normele de calitate a aerului și certitudinea respectării lor 61

REȚELE DE SUPRAVEGHERE A CALITĂȚII AERULUI 64

Cum se „proiectează" o rețea de supraveghere? 65
Cât de des măsurăm concentrația? 71
Supravegherea calității aerului în România 75

ÎN LOC DE ÎNCHEIERE 78

INTRODUCERE. O TRECERE ÎN REVISTĂ A PROBLEMELOR

Să presupunem că pentru construirea unei întreprinderi industriale, în legătură cu care se știe că anumite emisii de substanțe poluante în atmosferă sînt inevitabile, a fost fixat un loc socotit avantajos din considerente economice. Rămîne de stabilit dacă locul este potrivit și din punctul de vedere al poluării pe care întreprinderea o va produce în zonă. Desigur, ar fi absurd să se construiască mai întîi întreprinderea și abia după aceea să se verifice, prin măsurători, dacă locul a fost sau nu bine ales. Din fericire, verificarea se poate face dinainte, prin calcul. Ținînd cont că aerul este un fluid în mișcare, se recurge la legile mecanicii fluidelor pentru a se descrie felul cum este transportată și cum difuzează masa poluantului, diluîndu-se pe măsură ce se îndepărtează de locul „evacuării". Ceea ce interesează — și se poate estima, în final, cu o anumită precizie — este *concentrația de poluant în aer*, exprimată în unități de masă de poluant în unitatea de volum de aer, de exemplu miligrame de oxid de carbon pe metru cub de aer. Legile după care se deplasează și difuzează poluantul în atmosferă sînt aceleași pe toată suprafața pămîntului. Ceea ce diferă de la un loc la altul și face ca o zonă să fie uneori de preferat alteia sînt așa-numitele *condiții de dispersie*: un set de caracteristici meteorologice ale locului, de care depinde intensitatea cu care poluantul se dispersează, în medie, în atmosferă. Un loc deschis, bine ventilat, va fi evident de preferat unei depresiuni, unde aerul stagnează frecvent, avînd drept consecință o acumulare a poluantului. Ceea ce diferențiază între ele cele două locuri din acest exemplu este așadar viteza medie a vîntului — unul dintre numeroasele elemente meteorologice cunoscute sub denumirea de condiții de dispersie. Acestea, împreună cu o serie de procese atmosferice care

acționează asupra poluanților prezenți în atmosferă, cum ar fi de pildă antrenarea lor la sol de către precipitații, constituie obiect de studiu pentru ceea ce se cheamă *meteorologia poluării*.

Dar un loc poate să fie mai potrivit sau mai puțin potrivit pentru amplasarea unei întreprinderi industriale nu numai prin condițiile de dispersie în atmosferă ci și prin poluarea deja existentă, caracterizată printr-un *fond de poluare* al zonei. Dacă acesta este semnificativ, înseamnă că poluarea datorită unității industriale proiectate nu „pornește de la zero" și deci fondul de poluare trebuie să fie luat în considerare. Dacă nu este cunoscut din măsurători, el urmează să fie calculat la rîndul lui o dată cu concentrațiile datorate noii întreprinderi. Pentru aceasta sînt necesare informații privitoare la natura, locul și intensitatea emisiilor preexistente, care, împreună cu o serie de alte caracteristici ale surselor de poluare, sînt cunoscute sub numele de *inventar al emisiilor*.

O dată cunoscute concentrațiile „anticipate" de poluanți, se pune întrebarea: cum le interpretăm? Cum decidem dacă ele sînt sau nu acceptabile ca mărime? Pentru a răspunde la această întrebare avem la îndemînă *norme de calitate a aerului*, care fixează concentrații maxime admise pentru fiecare poluant al aerului. Desigur, această limitare nu se face arbitrar, ci interpretîndu-se *efectele poluanților aerului*, în urma unor observații și experimente mai ales asupra sănătății omului. Nu sînt însă lipsite de interes nici alte efecte ale poluării: asupra plantelor, animalelor, materialelor, asupra unor caracteristici ale mediului ambiant însuși ș.a.m.d.

Urmează apoi în mod firesc întrebarea: dar dacă concentrațiile obținute prin calcul sînt mai mari decît cele maxime admise? În acest caz avem trei posibilități: fie să căutăm pentru amplasarea unității industriale un loc cu condiții de dispersie superioare celor dintîi, fie să adoptăm soluția unei diluări superioare a poluantului în atmosferă prin ridicarea nivelului de emitere, fie în sfîrșit să recurgem la mijloace de reținere a poluantului la sursă, de exemplu prin captarea electrostatică a pulberilor. Cele trei posibilități de acționare pot fi așezate în orice ordine de priorități.

De fapt, ar mai fi încă două soluții pentru evitarea poluării excesive: ameliorarea tehnologiei — care poate fi o soluție imediată sau de perspectivă — și, ca o soluție extremă, atunci cînd se apreciază că poluarea atmosferei ar putea avea consecințe inacceptabile asupra stării de sănătate a populației, renunțarea la construirea unității industriale.

Am ajuns în sfîrșit la momentul în care instalațiile întreprinderii industriale au fost puse în funcțiune după ce în prealabil calculele arătaseră un nivel al poluării situat sub normele de calitate a aerului. Ne putem acum întreba dacă nivelul poluării produse de întreprindere se va situa și în realitate sub limitele admise. Întrebarea nu este lipsită de sens, din două motive. În primul rînd, procesele atmosferice prin care poluantul este transportat și dispersat din momentul cînd pătrunde în curentul de aer conțin, prin însăși natura lor, un considerabil element întîmplător, probabilist. Acest lucru se răsfrînge asupra estimărilor, în care intervin parametri ai unor asemenea procese. De aici, o anumită imprecizie în sens probabilist. (Vom mai reveni asupra acestui subiect.) În al doilea rînd, parametrii funcționali ai instalațiilor industriale pot să se modifice în cursul exploatării. Să mai amintim că nu sînt excluse nici avariile. De aici rezultă că se impune *supravegherea nivelului de poluare*. Fără a pune în discuție locul ei, ca importanță, pe scara ierarhiilor activităților ce concură la menținerea calității aerului sub limite acceptabile, se poate spune că, exceptînd, poate, eforturile îndreptate către elaborarea tehnologiilor cît mai puțin poluante, supravegherea poluării absoarbe cel mai mare volum de fonduri și de forță umană. De ea sînt legate, printre altele, numeroase mijloace instrumentale: dispozitive de recoltare a probelor de aer, aparatură de analiză chimică, aparatură pentru măsurare de la distanță, tehnică de calcul pentru prelucrarea datelor etc. S-a constatat că nu este suficient să se urmărească nivelul poluării în imediata vecinătate a surselor industriale. Acestea își pot face simțită prezența la distanțe considerabile, pe întinderea a ceea ce se cheamă „bazine aeriene", la scara unei țări sau a unui grup de țări, sau chiar la scara întregului glob.

Rețelele de supraveghere a poluării atmosferei diferă considerabil de la o scară la alta prin desimea punctelor de măsurare, prin programul de funcționare a acestora, ca și prin numeroase alte caracteristici. Este ușor de înțeles că la scară planetară, de pildă, punctele de măsurare nu trebuie să fie apropiate de surse de poluare, ci dimpotrivă, să fie cît mai depărtate, pentru a se putea reconstitui, pe baza unor date nedistorsionate de influențe locale, o imagine cît mai fidelă a stării de poluare a atmosferei luate în ansamblu.

Acesta a fost „scenariul-cadru" imaginat: un traseu cu numeroase ramificații, reflectînd interdisciplinaritatea atît de caracteristică noii științe a poluării atmosferei. Să parcurgem de la început acest traseu, pe care acum îl cunoaștem în linii mari, poposind, pentru o examinare mai atentă, în cîteva din principalele sale puncte.

DE LA EMISIE LA CONCENTRAȚIE ÎN AER, PRIN CALCUL. MODELAREA DISPERSIEI POLUANȚILOR

EMISIA INSTANTANEE. „NORUL" POLUANT

Să presupunem că la o înălțime oarecare de la sol, în atmosfera liberă are loc o emisie cunoscută de poluant de foarte scurtă durată, practic instantanee. De pe urma acestei emisii va rezulta un „nor" de formă aproape sferică, în interiorul căruia concentrația descrește dinspre centru către periferie. Ce se va întîmpla cu norul? În primul rînd, el va fi deplasat de vînt, fără ca propriu-zis prin aceasta să sufere vreo modificare de dimensiune sau de formă. În al doilea rînd — ceea ce este mai important — masa substanței ce alcătuiește norul *va difuza* către exterior, astfel că, pe măsură ce se va îndepărta de locul emisiei, norul va fi tot mai voluminos și mai puțin dens. În interiorul lui, în cursul deplasării, masa poluantului, neuniform distribuită, după cum am mai spus, se caracterizează printr-o variație tot mai puțin abruptă a concentrației de la centru către „suprafața" sferei: de-a lungul oricăruia dintre diametrele sferei, de exemplu de-a lungul diametrului perpendicular pe direcția de deplasare, concentrația C va avea, în funcție de distanța r măsurată de la centrul sferei, variația din fig. 1; în figură sînt reprezentate trei „instantanee", a, b și c, la trei momente diferite, ale aceluiași nor aflat în mișcare. Curba din figură, care redă variația spațială a concentrației în nor este bine cunoscutul „clopot Gauss" *, potrivit să descrie un număr de fenomene fizice (și nu numai!), cum ar fi propa-

* Clopot Gauss: o funcție de forma $f(x) = A \exp(-Bx^2)$, A și B fiind două constante oarecare; „exp" desemnează operația de ridicare a constantei e (baza logaritmilor neperieni sau naturali, egală aproximativ cu 2,718) la puterea dintre paranteze.

garea căldurii într-o bară încălzită la mijloc. „Clopotul Gauss" se păstrează de-a lungul întregii traiectorii a norului, chiar dacă forma sa se modifică, aplatizîndu-se. O aceeași formulă matematică, de forma celei din nota de subsol de la pag. 13, este aplicabilă la diferite momente. Ceea ce variază în timp este un parametru dependent de difuzibilitatea atmosferei, pe care îl vom numi *parametru de dispersie*, notat în general cu σ: ni-l putem imagina ca o funcție de timp, crescătoare, de parametrul B din formula amintită, care definește tocmai „îngustimea" clopotului.

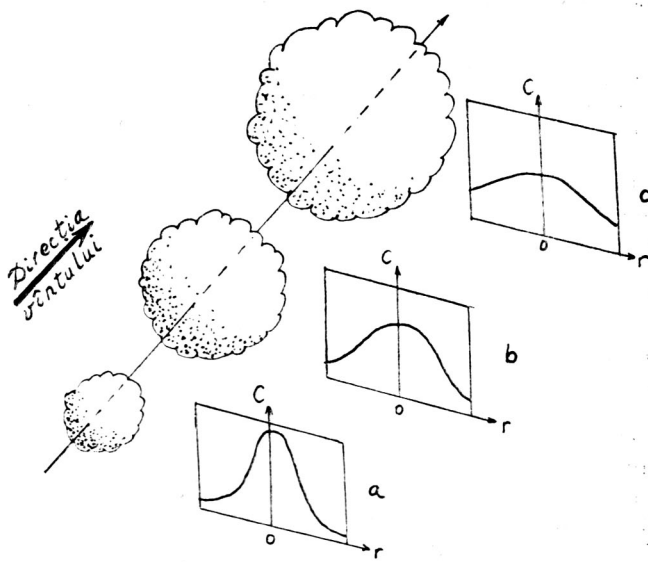


Fig. 1. Difuzia „norului" poluant rezultat dintr-o emisie instantanee. În trei momente diferite, *a*, *b* și *c*, este prezentată alături forma curbei după care variază concentrația C a poluantului în funcție de distanța r de la centrul „norului".

În realitate lucrurile sînt mai complicate. Difuzia „impurităților" care alcătuiesc norul nu este o simplă difuzie moleculară, în care moleculele (sau particulele) „străine" se împrăștie datorită mișcării browniene, cum s-ar întîmpla într-o atmosferă „artificială", staționară și omogenă ca masă

și temperatură (de exemplu, într-o incintă). La fel ca în orice fluid în mișcare, peste o anumită viteză în aerul atmosferic apare *turbulența*. Difuzia turbulentă se produce pînă la de cîteva mii de ori mai rapid decît cea moleculară. Explicația este simplă: ceea ce se împrăștie în cazul al doilea sînt moleculele impurității (care, în ciuda vitezei de mișcare foarte mari, migrează totuși, în medie, lent din zona mai densă unde poluantul este „injectat" către zona mai rarefiată, datorită numeroaselor ciocniri moleculare), în timp ce în cazul difuziei turbulente agentul transportor este *turbionul*; se poate spune că acest mod de împrăștiere, prin turbioane, este, datorită puterii lor considerabile de penetrare, mult mai „eficace".

Turbioanele, ale căror dimensiuni sînt foarte variate, de la cîțiva milimetri pînă la cîțiva kilometri, apar ca urmare, printre altele, a numeroaselor neomogenități din atmosfera reală. În primul rînd, de-a lungul unei coloane verticale, după cum se știe, densitatea aerului descrește cu înălțimea datorită propriei sale greutăți; atmosfera nu este deci omogenă ca densitate. De o importanță deosebită pentru procesele de împrăștiere a poluanților este apoi variația cu înălțimea a temperaturii aerului; într-o atmosferă „standard" aerul se răcește cu circa 1°C la fiecare sută de metri. Deși aceste două caracteristici — densitatea și temperatura aerului — nu indică propriu-zis existența unor straturi ale atmosferei, totuși anumite fenomene ce prezintă aici interes pot fi mai ușor explicate ca și cum acestea ar exista în mod distinct; de aceea se vorbește de o *stratificare a atmosferei* în primele cîteva sute de metri. La neomogenitățile „pe verticală" amintite se adaugă neomogenitățile „pe orizontală" ale solului: porțiuni care sub acțiunea radiației solare se încălzesc diferit datorită naturii lor diferite (suprafețe de apă, soluri diferite, specii de vegetație etc.), deci neomogenități termice, ca și — la fel de important — neomogenități fizice, constituite de obstacole felurite, atît naturale cît și construite. Toate aceste neomogenități creează și întrețin turbulența: în aerul aflat în mișcare pătrund, ridicîndu-se de la sol, datorită obstacolelor fizice și neomogenităților termice, „particule de aer" (volume relativ distincte, care își păstrează un timp identitatea), provocînd o stare de agitație haotică și favorizînd omogenizarea a tot ce există

în interiorul masei de aer (căldură, vapori de apă, impurități). Un schimb de astfel de „particule" are loc și între diferitele straturi ale aerului în mișcare caracterizate prin viteze orizontale diferite (în general cu atît mai mari cu cît se află situate mai sus față de sol).

În difuzia moleculară, dacă mediul de difuzie, agentul ce difuzează și temperatura agentului și a mediului sînt date, o anumită cantitate de agent se împrăștie totdeauna cu aceeași viteză. În difuzia turbulentă lucrurile stau altfel: păstrîndu-se neschimbate datele de mai sus, viteza de împrăștiere nu va fi totdeauna aceeași, ci va depinde de *intensitatea turbulenței*.

Este aici cazul să ne întoarcem la fig. 1 și să consemnăm un fapt însemnat: deși difuzia moleculară (pe baza căreia am schițat — simplificînd lucrurile — fenomenul de împrăștiere a poluantului) se deosebește fundamental de difuzia turbulentă, care predomină de fapt în atmosfera reală, totuși dispersarea impurităților se petrece în mod aparent la fel în cele două cazuri. Cu alte cuvinte, putem admite în continuare că același „clopot Gauss" i se potrivește variației concentrației în norul poluant dar cu alt parametru de dispersie și anume cu un parametru dependent de intensitatea turbulenței. Putem adăuga aici că atmosfera nu este izotropă din punctul de vedere al turbulenței: migrarea masei agentului poluant are loc cu viteze diferite pe diferite direcții. Un singur parametru de dispersie nu este suficient pentru a caracteriza complet felul cum variază concentrația în funcție de distanța măsurată de la centrul norului. De aceea se folosesc trei parametri de dispersie care caracterizează intensitatea turbulenței pe trei direcții perpendiculare între ele: pe direcția de deplasare a norului σ_x, lateral perpendicular pe direcția de deplasare σ_y, și pe verticală σ_z.

Așadar, ceea ce rămîne de stabilit pentru a putea calcula concentrația în diferite puncte de-a lungul traiectoriei norului sînt valorile numerice ale parametrilor de dispersie. Calea cea mai directă de a le obține sînt măsurătorile.

Ce anume măsurăm? Să observăm că starea de turbulență se manifestă prin variabilitatea direcției și a vitezei vîntului. Vom măsura deci tocmai aceste mărimi, cu aparate — în general cu totul diferite de cele utilizate în meteoro-

deci care, printr-un contact cît mai scurt al senzorului cu mediul de măsurat (atmosfera), să redea pe cît posibil întreaga gamă a fluctuațiilor, de la cele foarte rapide, provocate de micile turbioane, pînă la cele lente, provocate de turbioanele de mai mare dimensiune. Trebuie adăugat că datele ca atare astfel obținute încă nu reprezintă ceea ce mai sus am numit intensitatea turbulenței. Pentru a caracteriza numeric această mărime, semnalele furnizate de aparate trebuie prelucrate. Această prelucrare, pe care o realizează în mod automat însuși aparatul de măsură, constă de pildă în calcularea deviației standard (v. nota de la pag. 55) a valorilor „instantanee" ale direcțiilor vîntului înregistrate într-un interval de timp dat, sau a deviațiilor standard ale valorilor vitezei vîntului. Deviațiile standard astfel determinate pot fi acceptate drept măsuri ale intensității turbulenței. Figura 2 reprezintă o așa-numită bi-giruetă — un aparat al cărui senzor este o tijă cu aripioare la un capăt și cu elice la celălalt. Tija se poate mișca atît în plan orizontal, măsurînd direcția „clasică" a vîntului (față de nord), logia de rutină — care să fie cît mai puțin „integratoare",

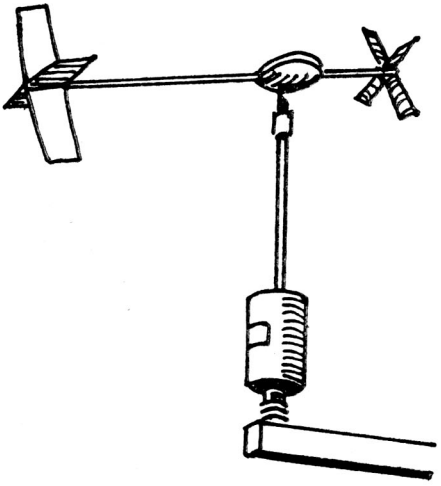


Fig. 2. Bi-giruetă: un aparat pentru măsurarea fluctuațiilor, în plan orizontal și în plan vertical, ale vitezei și direcției vîntului.

și cît în plan vertical, măsurînd „înclinarea" curenților de aer (față de orizontală, cu plus sau cu minus); elicea constituie, evident, senzorul pentru viteza vîntului. Masa foarte mică a întregului senzor și timpul de rezoluție de asemenea foarte redus permit obținerea unor semnale aproape instantanee. Prelucrate așa cum s-a arătat mai sus, ele furnizează informații asupra intensității turbulenței.

Cît despre legătura dintre intensitatea turbulenței (astfel definită) și parametrii de dispersie — care redau distribuția în spațiu a masei agentului poluant —, un mod de a o găsi este acela de a recurge la experiență. Se măsoară concentrația într-un număr de puncte cît mai mare, pe de o parte, iar pe de altă parte se măsoară intensitatea turbulenței. Se caută apoi o corelație între cele două șiruri de valori obținute, ajungîndu-se în final la relații empirice între intensitatea turbulenței și parametrii de dispersie ai norului poluant. Este ușor de imaginat că, datorită anvergurii lor deosebite, asemenea investigații nu sînt la îndemîna oricărui experimentator. Sînt necesare o tehnică instrumentală de mare finețe (într-o cantitate considerabilă) și un număr impresionant de determinări. Nu-i de mirare deci că pînă astăzi nu s-au întreprins în lume decît cîteva astfel de experimente (ca de pildă experimentele „Project Prairie Grass" — 1957, „Tennessee Valey Authority" — 1964, „Brookhaven National Laboratory", toate în S.U.A., și mai recent experimentele de la Centrul de Cercetări Nucleare de la Karlsruhe — 1983—1985), stabilindu-se, în cîteva condiții acceptate drept tipice, relații între parametrii de dispersie și intensitatea turbulenței. Desigur, rămîne deschisă problema aplicabilității generale a relațiilor astfel stabilite. Se acceptă însă — și datele par s-o confirme — că ele sînt valabile în condiții suficient de largi pentru a fi utile oricărui experimentator cu spirit de discernămînt.

Ar mai rămîne însă problema măsurătorilor de intensitate a turbulenței, care nu este nici ea simplă. Să nu uităm că nu este vorba numai de o aparatură relativ sofisticată și care pe deasupra trebuie mereu deplasată, în funcție de necesități, dintr-un loc într-altul și utilizată în condiții de expediție. Impedimentul principal este *reprezentativitatea datelor* obținute în teren, deoarece în cele mai multe cazuri ceea ce interesează nu este dispersia poluantului într-un in-

terval de timp dat, respectiv în cursul campaniei de măsurări, ci dispersia *în condiții tipice* zonei de interes. Expediția ar urma deci să se întindă pe o perioadă de timp atît de lungă încît prea puțini și-ar putea-o îngădui atunci cînd o problemă concretă (în general, urgentă) se cere rezolvată. Asupra acestui aspect vom reveni.

INTENSITATEA TURBULENȚEI ȘI STABILITATEA ATMOSFERICĂ

Iată deci dificultăți legate de aparatură și în aceeași măsură dificultăți legate de timp. Ideal ar fi, și, după cum vom vedea, aceasta este și soluția optimă, ca pentru caracterizarea intensității turbulenței să se găsească mijloace de a folosi șirurile lungi de date furnizate de rețeaua meteorologică. S-a înlocuit deci, pentru scopuri pratice, definiția de mai sus a intensității turbulenței cu o *clasificare*, prin care se introduc *clase de stabilitate* (sau de *stratificare*) *atmosferică* *. Succesiunea claselor ține locul variației unui indicator al intensității turbulenței cum ar fi deviația standard a direcției vîntului în plan orizontal. Variația celei de-a doua mărimi este continuă, în timp ce „clasificarea" se caracterizează, evident, prin discontinuitate. Corespondența dintre clase și definiția anterioară a intensității turbulenței — căci, se înțelege, trebuie să existe o asemenea corespondență — se bazează pe faptul că turbulența este cu atît mai intensă cu cît atmosfera este mai instabilă. Ce se înțelege prin instabilitate atmosferică? Pentru a răspunde la această întrebare, să privim figura 3, unde este reprezentată printr-o

* În cazurile relativ simple, în care valabilitatea în locul studiat a datelor meteorologice disponibile nu este pusă la îndoială; în caz contrar, sau atunci cînd se cer evaluări cu un grad mai mare de complexitate, măsurarea directă a intensității turbulenței rămîne dacă nu indispensabilă, în orice caz de dorit.

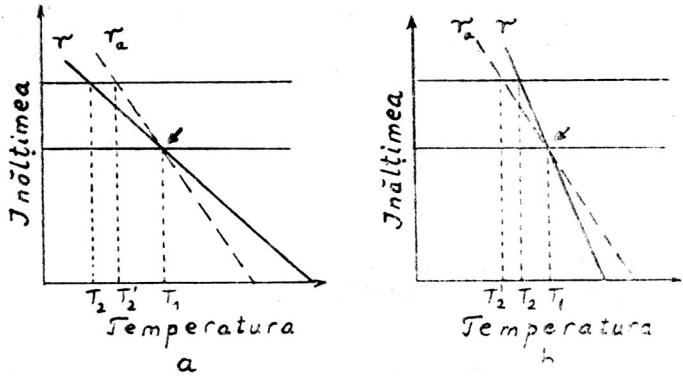


Fig. 3. Gradient termic al stratului de aer γ — linia continuă (a — gradient supraadiabatic; b — gradient subadiabatic), și gradient adiabatic γ_a — linia întreruptă. Deplasarea pe verticală a unei „particule de aer".

linie continuă scăderea cu înălțimea a temperaturii aerului alături de gradientul * adiabatic ** al aerului γ_a (linia întreruptă). Acesta din urmă reprezintă scăderea cu înălțimea a temperaturii unei „particule de aer" (v. mai sus) în mișcare ascensională: se admite — și aceasta corespunde în bună parte realității — că o particulă de aer aflată în mișcare ascensională suferă o destindere adiabatică (pentru că, între anumite limite, „nu are timpul" necesar să schimbe căldură cu aerul ambiant) și în consecință, conform legii gazelor ideale ***, se răcește. (Se admite totodată că volumul particulei nu variază semnificativ.) Să subliniem încă

---

* Gradient: mărime definită prin variația pe o direcție dată a unei mărimi scalare. În cazul de față, dacă T este temperatura aerului și z o axă verticală orientată în sus, gradientul vertical al temperaturii, γ, poate fi definit alegîndu-se două niveluri z_1 și z_2, cu temperaturile T_1 și T_2 corespunzătoare. Conform definiției, $\gamma = -(T_2 - T_1)/(z_2 - z_1) = -\Delta T/\Delta z$ pentru Δz suficient de mic; semnul minus a fost adăugat pentru ca γ să nu fie negativ (ținîndu-se seama că de regulă $T_2 < T_1$).

** Adiabatic: fără schimb de căldură cu mediul exterior sistemului dat; expresia „gradient adiabatic" face parte evident din jargonul specialiștilor; corect ar fi: „gradient al adiabaticității".

*** Legea (sau ecuația de stare a) gazelor ideale (pentru un kilomol): $pV = RT$, unde p este presiunea gazului, V — volumul pe care îl ocupă, T — temperatura gazului, iar R — constanta universală a gazelor.

o dată că scăderea cu înălțimea a temperaturii aerului — sau gradientul termic vertical al atmosferei, sau, încă, profilul vertical al temperaturii aerului —, caracterizează stratul de aer dat și poate să ia diferite valori, pe cînd gradientul adiabatic este o constantă egală cu circa 1°C/100 m.

Să ne fixăm atenția asupra a două niveluri oarecare z_1 și z_2. În fig. 3a gradientul termic vertical al atmosferei sau, mai precis, al stratului dat, este supraadiabatic. Să presupunem că o particulă oarecare de aer aflată la nivelul z_1 are o temperatură T_1, aceeași cu temperatura aerului ambiant caracteristică nivelului z_1. Să mai presupunem că dintr-o cauză oarecare, de pildă ca urmare a trecerii aerului, în curgerea sa orizontală, peste un mic obstacol, i se imprimă particulei un impuls mecanic vertical orientat în sus. Astfel, urcînd, ea se va răci adiabatic urmînd linia întreruptă, γ_a, pornind din punctul marcat cu săgeată, pînă atinge temperatura T_2', mai mare decît T_2. Așadar particula va fi mai caldă decît aerul de la nivelul z_2, deci mai puțin densă și, conform principiului lui Arhimede, va avea tendința să-și continue mișcarea ascensională. Vom spune că, în stratul considerat, atmosfera este *instabilă*. Dimpotrivă, într-o atmosferă caracterizată prin gradient subadiabatic (fig. 3b), temperatura T_2' la care ajunge particula de aer la nivelul z_2, urmînd linia întreruptă a gradientului adiabatic, va fi inferioară temperaturii T_2 a aerului de la acel nivel; ea va deveni deci o particulă mai rece decît aerul ambiant, adică mai grea, și drept urmare va avea tendința să se întoarcă la nivelul de la care a plecat. Vom spune că în acest caz atmosfera este *stabilă* în stratul considerat Se întîmplă — și încă destul de frecvent — ca linia gradientului γ să fie înclinată spre dreapta; în acest caz temperatura aerului crește cu înălțimea, situație pe care o numim *inversiune termică*. O atmosferă caracterizată prin inversiune termică este o atmosferă foarte stabilă. Dacă linia gradientului termic vertical γ se suprapune peste linia gradientului adiabatic γ_a, atunci o particulă de aer supusă unui impuls mecanic întîmplător se va afla mereu la o temperatură egală cu temperatura aerului de la nivelul la care ea ajunge și va avea tendința să rămînă la acel nivel. Vom numi *neutră* o astfel de atmosferă.

Din discuția de mai sus s-au și conturat trei clase (categorii) principale de stabilitate atmosferică: instabil, neutru și stabil, corespunzînd respectiv unei turbulențe intense, moderate și slabe.

Pentru scopuri practice a fost creată de către Pasquill în 1961, și a căpătat o largă răspîndire (aplicîndu-i-se ulterior unele corecții) o clasificare a stabilității atmosferice în șase categorii, marcate cu litere de la A la F, avînd următoarele semnificații: A — foarte instabil, B — instabil, C — moderat instabil, D — neutru, E — moderat stabil, și F — stabil; ultimele două corespund situațiilor de inversiune termică. Schema lui Pasquill de clasificare a stabilității atmosferice este prezentată în tabelul 1.

Tabelul 1. **Schema Pasquill de clasificare a stabilității atmosferice**

Viteza vîntului la sol (10 m) m/s	Ziua			Noaptea	
	Radiație solară			Cer total acoperit (strat subțire) sau nebulozitate peste 4/8*	Nebulozitate sub 3/8
	Puternică	Moderată	Slabă		
<2	A	A–B	B	—	—
2–3	A–B	B	C	E	F
3–5	B	B–C	C	D	E
5–6	C	C–D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

* Nebulozitatea norilor inferiori

Se consideră categorie neutră, D, în condiții de cer total acoperit, ziua sau noaptea.

Astfel de pildă, în condiții de radiație solară redusă, pentru o viteză a vîntului de 3 pînă la 5 m/s, stabilitatea atmosferică este, conform schemei, de tip C; în timpul nopții, în condiții de nebulozitate sub 3 optimi, pentru o viteză a vîntului de 2 pînă la 3 m/s, stabilitatea atmosferică va fi de tip *F*, adică inversiune termică pronunțată. Este un fenomen într-adevăr foarte frecvent noaptea.

Există încă alte cîteva scheme de clasificare a stabilității atmosferice, care, în aplicare, oferă, cum se întîmplă de obicei, avantaje și dezavantaje; dar în general rezultatele nu diferă între ele semnificativ.

Discuția despre stabilitatea atmosferică a ocupat un spațiu cam mare, însă nu fără motive întemeiate. Această mărime este esențială în difuzia poluanților, atît în evaluările numerice propriu-zise, cît și în numeroasele metode practice care au la bază fenomenul difuziei, ba chiar și în considerații pur calitative.

Mai rămîne să adăugăm că dependența dintre parametrii de dispersie σ și categoriile de stabilitate este de tipul $\sigma = Ax^B$, unde x este distanța dintre sursa de poluare și punctul unde se estimează concentrația (pe care în cele ce urmează îl vom numi receptor, chiar dacă nu este vorba de un receptor în sensul uzual al cuvîntului), iar mărimile A și B iau diferite valori numerice în funcție de clasa de stabilitate.

DIN NOU DESPRE DIFUZIA POLUANȚILOR

O măsură discontinuă pentru stabilitatea atmosferică — respectiv pentru intensitatea turbulenței — implică evident și o discontinuitate în procedeul de evaluare numerică a concentrațiilor. În mod uzual așa se și procedează: dacă se dorește să se anticipeze concentrația unui poluant dat ca urmare a unei emisii în atmosferă, se estimează cîte o valoare a concentrației pentru fiecare categorie de stabilitate atmosferică.

Iată formula concentrației, $C(x, y, z, t)$, în receptorul de coordonate x, y și z într-un sistem fix de coordonate, cu axa Ox orientată pe direcția vîntului și axa Oz orientată vertical, în cazul unei emisii instantanee:

$$C(x,y,z,t) =$$

$$\frac{Q}{(2\pi)^{3/2}\sigma_x\sigma_y\sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{x-ut}{\sigma_x}\right)^2\right] \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \times$$

$$\times\left\{\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right]\right\},$$

în care Q este cantitatea de poluant emisă instantaneu, exprimată de pildă în grame; σ_x, σ_y și σ_z sînt parametrii de

dispersie în lungul celor trei axe de coordonate; u este viteza vîntului în m/s; sursa este plasată în punctul de coordonate (O, O, H), deci cu „piciorul" în originea sistemului.

Centrul norului se deplasează, în medie, de-a lungul unei drepte paralele cu axa Ox, la înălțimea H de aceasta cu viteza u a vîntului. Remarcăm că în această reprezentare, nu există o margine distinctă a norului; formal, el cuprinde întregul spațiu. Totuși, cel ce va calcula funcția exponențială din formulă va constata că ea (și o dată cu ea, concentrația) scade rapid pe măsură ce ne îndepărtăm de centrul norului (ale cărui coordonate sînt $x = ut$, $y = 0$ și $z = H$). Lipsa unei margini nete nu deranjează în aplicații practice, dar dacă se dorește totuși neapărat o margine, aceasta poate fi fixată convențional, de exemplu acolo unde concentrația scade la o zecime din concentrația în centru. O astfel de convenție a și fost în general acceptată.

DE LA EMISIA INSTANTANEE LA EMISIA CONTINUĂ

Dacă pînă aici am dat prioritate emisiei instantanee, nu este pentru că am întîlni-o foarte des în viața de fiecare zi. Dimpotrivă, în industrie predomină emisiile de lungă durată, de ordinul orelor, al zilelor sau chiar al săptămînilor. Chiar și o arteră rutieră — deși cele ce generează poluare în acest caz sînt automobilele, adică surse distincte aflate în mișcare — poate fi privită ca o sursă (bineînțeles liniară) care emite continuu atît timp cît traficul are o anumită fluență, adică un număr oarecare de ore. La fel, un oraș poate fi considerat — îndeosebi iarna, cînd funcționează încălzirea locuințelor — o sursă (de suprafață) cu emisie continuă.

Cazul tipic însă, și totodată, într-un fel, fundamental, căci din el derivă prin compunere, fără complicații principiale deosebite, celelalte tipuri de surse (liniară, de suprafață etc.), este cel al sursei punctiforme. Un model de sursă punctiformă cu emisie continuă (prescurtat: sursă continuă) este coșul industrial, și la el ne vom referi cu precădere în cele ce urmează atunci cînd vom vorbi de sursă continuă.

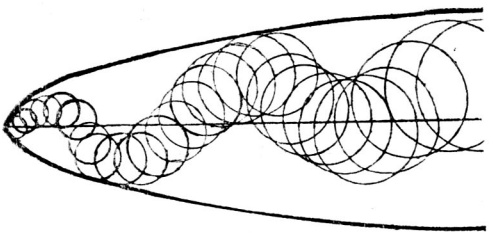


Fig. 4. Emisia continuă: o succesiune de emisii instantanee. Pana ca rezultat al compunerii succesiunii de „puf"-uri.

Emisia continuă poate fi considerată o succesiune de emisii instantanee, fiecare generînd un puf *, ca în fig. 4. Pufurile se deplasează pe o traiectorie mai mult sau mai puțin șerpuită datorită fluctuațiilor direcției vîntului și se combină aditiv. Ceea ce rezultă este o *pană*, obișnuita pană de „fum", atît de răspîndită în societatea industrială de astăzi.

Fiind vorba de o simplă sumare a pufurilor, formula concentrației datorate sursei continue nu diferă fundamental de cea dată în paragraful anterior pentru sursa instantanee. Iată formula concentrației în aer, la nivelul solului ($z = 0$), datorate unei surse continue situate la înălțimea H**:

$$C(x,y,0) = \frac{Q}{\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right)\right].$$

Prin concentrație „la nivelul solului" înțelegem concentrația poluantului la nivelul inhalării acestuia de către om, deci

* Am folosit pînă aici expresia „nor poluant". Poate că nu este denumirea cea mai potrivită, printre altele deoarece cuvîntul nor sugerează o formă vizibilă, pe cînd în realitate agentul poluant este de foarte multe ori invizibil. Să împrumutăm deci din limba engleză, termenul *puf*, deși nu vom mai avea multe ocazii să-l folosim.

** Această formulă, la fel ca și cea anterioară, pentru emisia instantanee, este prezentată aici numai pentru ilustrare; utilizarea ei în aplicații necesită precauții speciale.

la z egal cu aprox. 1,5 m. Dacă în formulă s-a considerat $z = 0$, aceasta s-a făcut numai pentru a evita complicarea inutilă a formulei, avînd în vedere că între C la $z = 1{,}5$ m și C la $z = 0$ m nu există o diferență semnificativă. Observăm că timpul t nu mai intervine deoarece se admite că emisia și difuzia agentului poluant sînt staționare. Pe lîngă aceasta, nu intervine nici parametrul de dispersie σ_x ținîndu-se cont de observația că difuzia pe direcția de deplasare Ox este neglijabilă față de fenomenul de transportare („derivă") a poluantului de către vînt. Totuși, parametrii de dispersie σ_y și σ_z, respectiv constantele A și B care exprimă dependența de categoria de stabilitate, diferă semnificativ, după cum a rezultat din experimente, de cei ce caracterizează difuzia pufurilor. Se mai observă de asemenea că concentrația este invers proporțională cu viteza vîntului. Este un efect al diluării masei poluantului, ilustrat în fig. 5, unde un același număr de particule sînt evacuate într-un volum mai mic sau mai mare, în funcție de viteza vîntului.

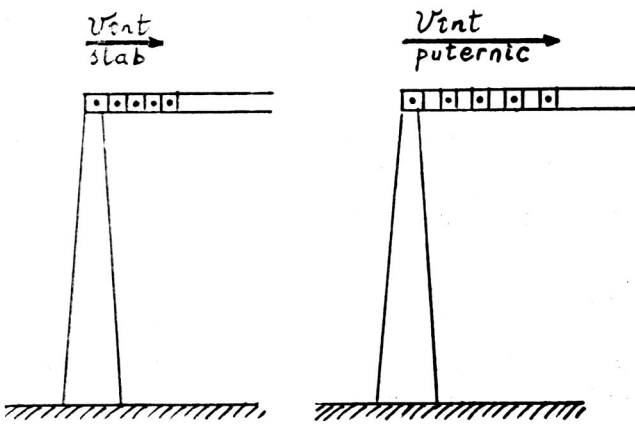


Fig. 5. Diluarea poluantului evacuat în atmosferă — mai redusă sau mai intensă, în funcție de viteza vîntului.

Este așadar pe cale să se contureze „instrumentul" cu care specialistul în fizica atmosferei poate oferi proiectantului o prognoză a impactului viitoarei întreprinderi industriale

asupra calității aerului în zonă. Ceea ce a mai rămas de adăugat nu sînt, desigur, doar simple amănunte. Dar esența, constînd în mecanismul propriu-zis de dispersare a poluantului, a fost deja schițată.

Sînt acum necesare cîteva precizări suplimentare în legătură cu pana de poluant. În primul rînd, trebuie să facem distincție între pana pe care o vedem (atunci cînd poluantul este vizibil), care este o pană *instantanee*, și modelul ei teoretic, care este o pană *medie* pe un anumit interval de timp. Pentru clarificarea problemei este necesar un mic ocol, care de altfel se va dovedi util și pentru tratarea altor aspecte.

DURATA OBSERVAȚIEI. PERIOADĂ DE MEDIERE

Să privim fig. 6, care înfățișează o înregistrare, făcută cu ajutorul unui aparat analizator automat, a concentrației în aer a bioxidului de sulf. Axa ordonatelor este divizată în unități de concentrație, respectiv $\mu g/m^3$*, iar axa abscselor este divizată în unități de timp. Observăm că înregistrarea este de fapt o succesiune de puncte. Concentrația reprezentată de un punct este o valoare instantanee numai într-un sens idealizat. În realitate, fiecare punct reprezintă concentrația medie pe un interval de timp — e drept, de numai cîteva zeci de secunde — scurs de la punctul anterior deoarece

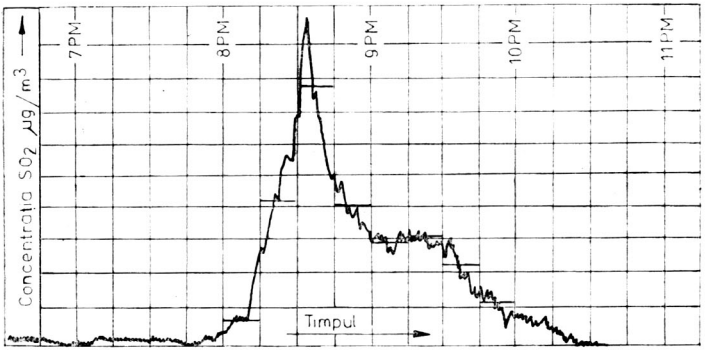


Fig. 6. O înregistrare a concentrației „instantanee" a SO_2. Efectul medierii asupra domeniului de variație a concentrației.

* μg: microgram = 1/1 000 000 dintr-un gram.

senzorului îi este necesar un timp de contact cu mediul de măsurat.

Liniile orizontale din zona maximului, adăugate înregistrării, sînt, cu aproximație, concentrații medii pe 15 minute. Observăm, ceea ce era de așteptat, că domeniul de variație a concentrațiilor astfel mediate este mai mic decît al celor presupus instantanee. Dacă vom trasa valori medii pe o jumătate de oră, domeniul de variație se va restrînge încă și mai mult.

Acum, dacă am plasa în apropierea unei pene de poluant un aparat automat ca cel cu care s-a obținut curba din fig. 6, am constata că aparatul ar înregistra vîrfuri atunci cînd „meandrele" penei ating senzorul, și zerouri atunci cînd turbulența aerului o îndepărtează de senzor. Pe un interval de timp ceva mai lung s-ar obține o concentrație medie situată undeva între zero și concentrația „instantanee". Cu cît aparatul va fi plasat mai departe de axa centrală a penei, cu atît concentrația medie va fi mai mică deoarece „meandrele" vor atinge tot mai rar senzorul, iar valorile zero s-ar înmulți.

În virtutea celor discutate mai sus, în fig. 7, este arătată schematic o pană de poluant privită de sus, în funcție de perioada de mediere.

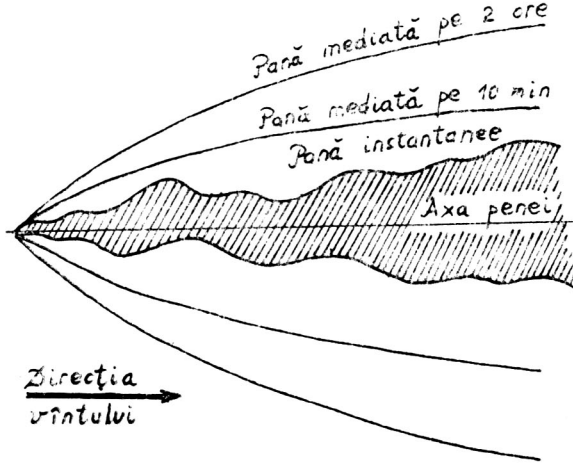


Fig. 7. Efectul medierii concentrației asupra „lățimii" unei pene.

Aşadar, pana „teoretică" mediată diferă considerabil de pana instantanee reală; mai mult decît atît, însăşi lărgimea ei nu este unic determinată ci depinde de perioada de mediere: cu cît pana este „observată" mai mult timp, de exemplu cu ajutorul unui aparat de fotografiat, la expuneri din ce în ce mai lungi, de la fracţiuni de secundă pînă la cîteva minute, cu atît ea este mai largă şi cu marginile mai puţin distincte.

Această discuţie a avut drept scop să atragă atenţia asupra faptului că „modelul" penei (ca orice alt model teoretic) trebuie să fie adecvat necesităţilor experimentale şi o dată cu aceasta şi necesităţilor practice. Astfel, de pildă, concentraţiile de foarte scurtă durată prezintă interes în cazul emisiilor accidentale, în timp ce în cazul emisiilor continue se operează în general cu concentraţii medii pe cel puţin o jumătate de oră; procedeele teoretice trebuie să fie deci adecvate acestor cerinţe. La rîndul lor, observaţiile meteorologice, de care datele de concentraţie sînt atît de legate, reprezintă valori medii pe cîteva minute — un motiv în plus pentru a cere concordanţă din acest punct de vedere între cele două tipuri de date.

Perioada de mediere corespunzătoare concentraţiilor estimate în cazul sursei continue depinde de durata (tipică) a staţionarităţii acelora dintre mărimile meteorologice care se caracterizează prin variabilitatea cea mai mare, respectiv de staţionaritatea direcţiei şi a vitezei vîntului. Se admite, pentru aplicaţii curente, că aceasta este de o jumătate de oră pînă la o oră.

SUPRAÎNĂLŢAREA PENEI

Din foarte multe coşuri industriale gazul de evacuare iese cu o anumită viteză datorită ventilării, şi la o anumită temperatură, superioară celei a aerului ambiant. Din ambele aceste motive poluantul emis nu se deplasează la nivelul gurii coşului ci la un nivel superior, aşa cum se vede în fig. 8. Cu alte cuvinte, înălţimea „efectivă" a sursei, H, este superioară înălţimii fizice h cu o cantitate Δh pe care o numim *supraînălţarea penei:* $H = h + \Delta h$. Aşadar, supraînăl-

ţarea este cu atît mai mare cu cît temperatura gazului evacuat este mai mare, sau, ceea ce este echivalent, cu cît cantitatea de căldură Q_H evacuată în unitatea de timp (la un acelaşi volum al gazului evacuat) este mai mare. De asemenea, supraînălţarea este, evident, direct proporţională cu viteza de ieşire a gazului, w_0, şi invers proporţională cu viteza vîntului, deoarece vîntul „culcă" pana, apropiind-o de nivelul solului.

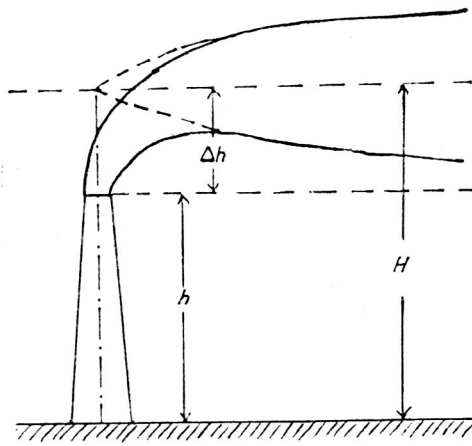


Fig. 8. Supraînălţarea penei.

Găsirea unei formule pentru supraînălţarea penei este o problemă experimentală la fel de complexă ca şi aceea a stabilirii dependenţei parametrilor de dispersie de categoria de stabilitate atmosferică. Totuşi efortul a meritat să fie făcut deoarece concentraţia poluantului la nivelul solului depinde foarte puternic de înălţimea efectivă a coşului, ceea ce are consecinţe financiare considerabile. Drept urmare, au fost puse în circulaţie numeroase formule de supraînălţare a penei, aplicabile în diverse categorii de stabilitate atmosferică şi pentru diverse categorii de înălţime a coşurilor. Iată, spre exemplificare, una dintre formulele vehiculate, cea a lui Moses-Carson:

$$\Delta h = (-0{,}029\, w_0\, D + 5{,}35\, \sqrt{Q_H})/u$$

în care u este viteza vîntului la nivelul gurii coșului, D este diametrul gurii coșului, iar w_0 și Q au semnificațiile cunoscute de mai sus.

Ca ordin de mărime, supraînălțarea variază între cîțiva metri la penele reci în cazul coșurilor tehnologice, și cîteva sute de metri la penele calde emise de coșurile unor mari centrale termoelectrice.

ESTIMAREA CONCENTRAȚIEI. CAZ IZOLAT ȘI CAZUL TIPIC

Dacă excludem complicațiile, cum ar fi prezența perturbatoare a clădirilor în zona unde difuzează agentul poluant, prezența de asemenea perturbatoare a suprafețelor mari de apă ș.a., elementele schițate mai sus sînt suficiente pentru a permite calcularea concentrației poluantului în orice punct din vecinătatea sursei. În acest scop sînt necesare pe de o parte informații referitoare la sursă — masa poluantului emisă în unitatea de timp, sau *rata de emitere*, sau *puterea sursei* (sau pur și simplu *emisia*), la care se adaugă celelalte caracteristici ale sursei, necesare pentru estimarea supraînălțării penei (v. paragr. anterior) —, iar pe de altă parte datele meteorologice — viteza vîntului și categoria de stabilitate atmosferică — la momentul sau la momentele în care se cere să se cunoască concentrațiile. Acestea sînt estimări în cazuri izolate, care satisfac un interes de moment legat de anumite situații de poluare a atmosferei. Ele nu pot caracteriza o sursă din punctul de vedere al consecințelor acesteia asupra calității aerului, deoarece nu știm cît sînt de frecvente situațiile de poluare evaluate. Cunoaștem însă, în foarte multe cazuri, *caracteristicile climatice* ale zonei, și aceasta este de ajuns. Ele ne sînt oferite de rețeaua meteorologică națională. Caracteristicile climatice nu sînt altceva decît caracteristici statistice ale unor șiruri, în general lungi (pe care climatologii le numesc multianuale) de valori ale parametrilor meteorologici. Este vorba îndeosebi de medii aritmetice, de regulă anuale și lunare, și de frecvențe așteptate de situare a parametrilor meteorologici sub

(sau peste) anumite praguri de interes. Astfel de caracteristici climatice sînt calculate pentru toți parametrii meteorologici supuși măsurărilor și observării de rutină în rețeaua meteorologică: presiunea atmosferică, temperatura aerului, direcția și viteza vîntului, cantitatea de precipitații, nebulozitatea, vizibilitatea etc.

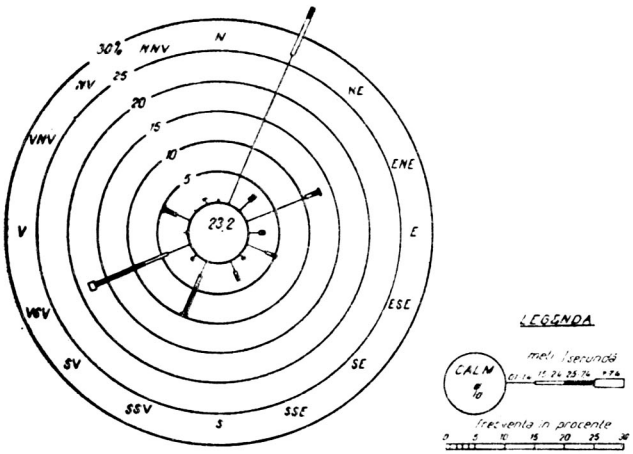


Fig. 9. O roză a vînturilor, din date de la stația meteorologică Reșița.

În studiile de evaluare a poluării atmosferei interesează însă, de regulă, numai cîțiva dintre acești parametri. La loc de frunte se situează direcția (notată cu k) și viteza (notată cu u) vîntului, a căror reprezentare uzuală este bine cunoscuta roză a vînturilor. În fig. 9 este prezentată o astfel de roză, ceva mai detaliată decît cea obișnuită, în care, pe lîngă frecvențele direcțiilor vîntului, sînt reprezentate frecvențele claselor de viteză pe direcții, precum și frecvența cu care apare „calmul atmosferic"*, în cercul central.

* Se înțelege prin calm atmosferic nu situația de absență totală a mișcării aerului, căci o astfel de situație practic nu există, ci starea atmosferică în care viteza vîntului este sub 1 m/s (după altă definiție, sub 0,5 m/s).

La aceşti parametri se adaugă, aşa cum am văzut, stratificarea atmosferică, notată cu S, unde S poate fi A, B, ..., F conform convenţiei de mai sus.

Cei trei parametri meteorologici alcătuiesc un *triplet*, notat cu k-u-S, care poate lua diverse valori (sau simboluri); de exemplu, direcţia k poate fi nord-est (NE), viteza vîntului poate fi $u = 3$ m/s, iar categoria de stabilitate S poate fi „neutru" (D). Cîte astfel de valori poate lua tripletul k-u-S? Ţinînd cont că se utilizează de regulă 16 direcţii ale vîntului (N, NNE, NE, ..., NNV), 8 viteze ale vîntului (1,2, ..., 7, $\geqslant$ 8 m/s) şi 6 clase de stabilitate, ar trebui să avem $16 \times 8 \times 6 = 768$ cazuri. În realitate sînt ceva mai puţine şi anume 448, datorită incompatibilităţii dintre unele viteze ale vîntului şi anumite categorii de stabilitate, conform schemei de clasificare a stabilităţii atmosferice.

Din date meteorologice multianuale se calculează frecvenţele fiecăreia dintre aceste stări. Pentru ilustrare, se prezintă în tabelul 2 frecvenţele exprimate în procente ale tărilor corespunzătoare numai primelor două categorii de tabilitate, A şi B, la staţia meteorologică Boiţa.

MODELAREA DISPERSIEI POLUANŢILOR

Cu procedeele, schiţate mai sus, de calculare a concentraţiilor şi cu ajutorul frecvenţelor tripletului k-u-S pot fi calculate concentraţii medii pe termen lung în diferite puncte situate în vecinătatea sursei (sau surselor) de interes. Dacă, de pildă, un receptor se află pe direcţia vest-nord-vest (VNV) la distanţa r faţă de o sursă, atunci concentraţia medie în acel punct va fi, conform definiţiei mediei aritmetice, o sumă de termeni de forma $C_r\,(u = 1;\ S = A) \cdot f(k = \text{VNV};\ u = 1;\ S = \text{A})$, $C_r\,(u = 2;\ S = A) \cdot f(k = \text{VNV};\ u = 2;\ S = A)$ ş.a.m.d. pînă la $C_r\,(u = 8;\ S = \text{F}) \cdot f(k = \text{VNV};\ u = 8;\ S = F)$, unde $C_r\,(u = 1;\ S = A)$ este concentraţia la distanţa r, în starea meteorologică definită prin viteza vîntului de 1 m/s şi categoria de stabilitate A, iar $f(k = \text{VNV};\ u = 1;\ S = A)$ este frecvenţa stării date de valorile parametrilor din paranteză; bineînţeles, direcţia (aici VNV) se va păstra deoarece este vorba de un punct

Tabelul 2

VITEZA VÎNTULUI, m/s

	1	2	3	4	5	6	7	≥8
CLASA DE STABILITATE-A								
N	.14372	.11634	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
NNE	.01369	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
NE	.12319	.08212	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
ENE	.00684	.00684	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
E	.23269	.04106	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
ESE	.01369	.00684	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
SE	.00684	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
SSE	.02737	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
S	.02737	.05475	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
SSV	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
SV	.01369	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
VSV	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
V	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
VNV	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
NV	.02053	.05475	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
NNV	.07528	.03422	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
CLASA DE STABILITATE-B								
N	.17109	.17109	.13003	.23953	.00000	.00000	.00000	.00000
NNE	.02053	.02737	.02737	.01369	.00000	.00000	.00000	.00000
NE	.13687	.32850	.13687	.16425	.00000	.00000	.00000	.00000
ENE	.00000	.04791	.07528	.00684	.00000	.00000	.00000	.00000
E	.17794	.24637	.08897	.15740	.00000	.00000	.00000	.00000
ESE	.00684	.02737	.00000	.00684	.00000	.00000	.00000	.00000
SE	.01369	.05844	.03422	.02737	.00000	.00000	.00000	.00000
SSE	.05844	.01369	.00684	.00684	.00000	.00000	.00000	.00000
S	.24637	.08212	.03422	.11634	.00000	.00000	.00000	.00000
SSV	.10266	.00684	.00000	.05475	.00000	.00000	.00000	.00000
SV	.07528	.03422	.01369	.03422	.00000	.00000	.00000	.00000
VSV	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000	.00000
V	.02737	.03422	.00000	.01369	.00000	.00000	.00000	.00000
VNV	.00000	.00000	.00684	.00684	.00000	.00000	.00000	.00000
NV	.03422	.08897	.05475	.10950	.00000	.00000	.00000	.00000
NNV	.09581	.05844	.06159	.04106	.00000	.00000	.00000	.00000

fix. În general, pentru un punct situat pe o direcție dată k_0, media aritmetică C_r va fi o sumă de produse ca cele de mai sus:

$$\bar{C}_r(k_0) = \sum_{u,S} C_r(k_0, u, S) \cdot f(k_0, u, S).$$

Dacă există o concentrație critică C_{critic} — și vom vedea mai jos că astfel de concentrații există și că prezint un deosebit interes — atunci, pe lîngă media pe termen lung ămai poate fi calculată și o frecvență așteptată de depășire a acelei valori critice, $f(C > C_{critic})$ Operația este la fel de simplă ca și aceea prin care se calculează media și se rezumă la însumarea frecvențelor tripletului $k-u-S$ corespunzătoare cazurilor cînd concentrația calculată depășește pragul de interes.

Ambele caracteristici astfel definite, concentrația medie pe termen lung și frecvența așteptată de depășire a unei concentrații prag, au o semnificație mult mai mare decît concentrațiile calculate pentru stări meteorologice izolate, chiar și atunci cînd se știe că acele stări sînt tipice pentru zonă. Calcularea lor, împreună cu o serie de alte cîteva informații utile, a intrat în practica specialiștilor sub denumirea de *modelarea* (sau *simularea numerică* a) *dispersiei poluanților* *

Un model de dispersie este un instrument de lucru asociind un program de calcul unei concepții asupra unor procese la care este supus poluantul în atmosferă. Una dintre caracteristicile principale ale modelelor de dispersie este că permit sumarea contribuțiilor unui număr mare de surse de poluare la caracteristicile statistice furnizate de model. Caracteristicile statistice pot fi calculate în oricare punct dorit, dar se preferă estimările în nodurile unor rețele regulate.

---

* Se practică de asemenea, dar numai în cazuri deosebite (datorită dificultăților experimentale și costului mult mai ridicat), modelarea *fizică*, în tunel aerodinamic sau în canal hidraulic. Este vorba îndeosebi de studierea efectelor construcțiilor și ale reliefului asupra concentrațiilor efecte pe care modelarea numerică nu le poate reda cu precizia dorită.

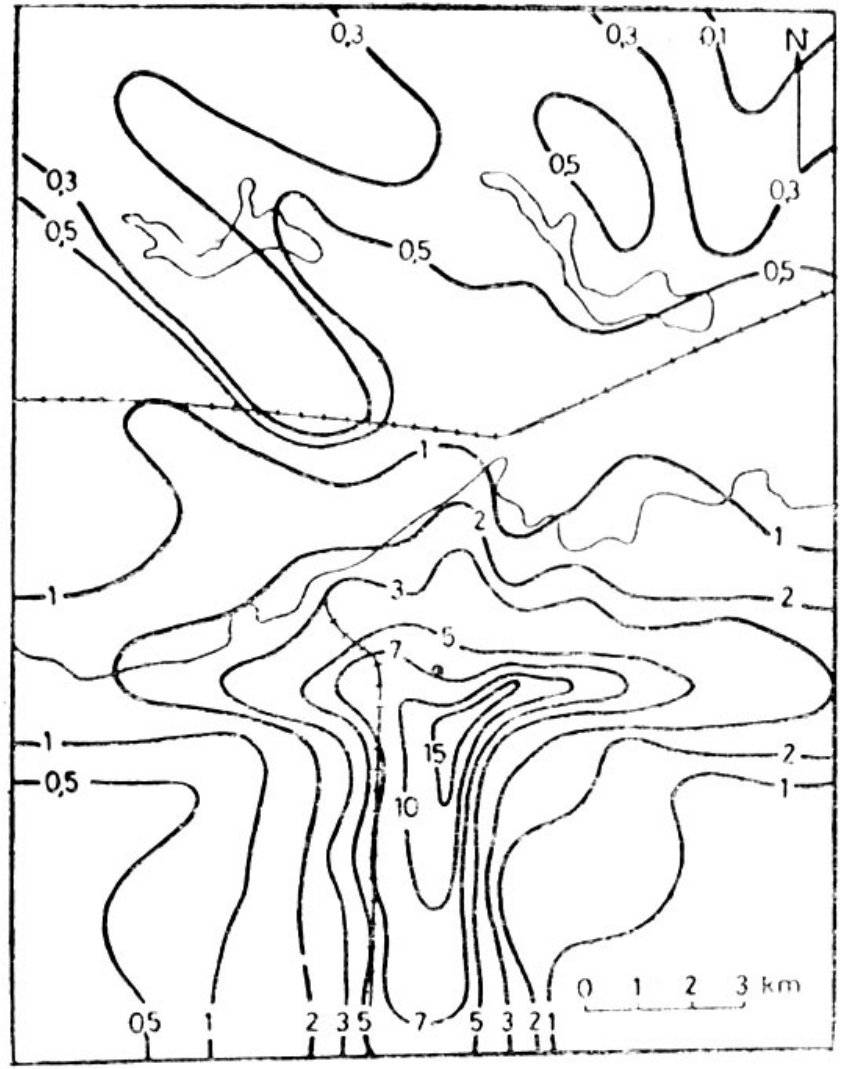


Fig. 10. „Modelarea" dispersiei poluanților: concentrația estimată medie pe termen lung (anuală) a amoniacului emis de 13 surse situate în apropierea cerculeţului plin (μg/m³).

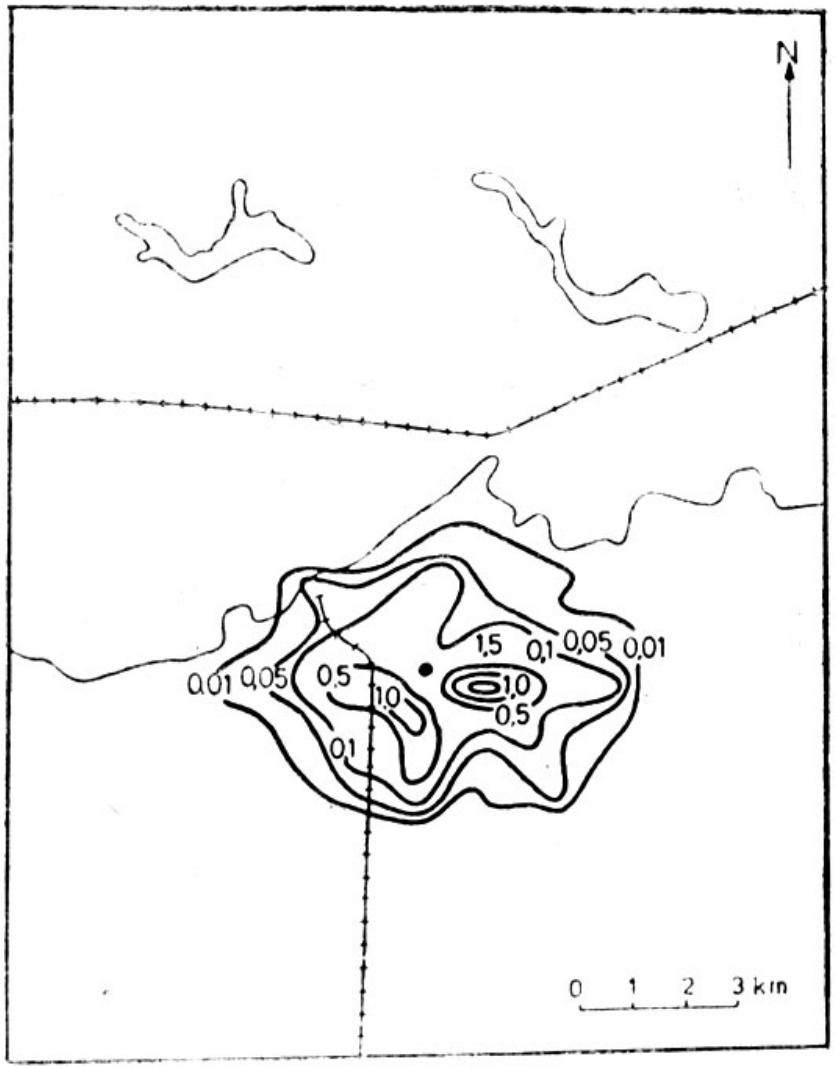


Fig. 11. „Modelarea" dispersiei poluanților: probabilitatea estimată (%) de depășire a nivelului de 300 μg/m³ al concentrației amoniacului, pentru aceleași surse ca cele din fig. 10.

În fig. 10 și 11 sînt arătate rezultatele modelării dispersiei amoniacului emis de un număr de 13 surse avînd înălțimi cuprinse între 40 și 70 m, și rate de emitere cuprinse între 1 și 12 grame pe secundă. În fig. 10 sînt reprezentate, sub formă de linii de egală valoare, media pe termen lung a concentrației în aer a amoniacului la nivelul solului, iar în fig. 11 sînt reprezentate probabilitățile așteptate de depășire a concentrației de 300 $\mu g/m^3$ a amoniacului (concentrația maximă admisă, după cum vom vedea mai jos). De exemplu, în interiorul ariei mărginite de curba marcată prin 0,1 % este de așteptat ca în 0,1 % din timp să fie depășită concentrația de 300 $\mu g/m^3$. Este aceasta acceptabil? Este inacceptabil? Vom consacra acestei probleme unul dintre capitolele ce urmează.

Discutarea unor aspecte decizionale depășește cadrul broșurii de față, dar cîteva considerații se impun totuși, cel puțin în măsura în care au implicații pur tehnice.

Desigur, trebuie să admitem că proiectantul are posibilități de manevrare a cantităților de poluanți evacuate în atmosferă prin acționare asupra tehnologiilor. În caz contrar nu s-ar mai pune decît problema alegerii amplasamentului întreprinderii industriale, ceea ce ar fi mult prea puțin. În legătură cu aceasta, se cuvine să amintim că au fost remarcate două abordări ale problemei amplasării întreprinderilor industriale în conexiune cu ajustarea tehnologiilor: (1) a se epuiza mai întîi toate mijloacele tehnice de diminuare a emisiilor de poluanți și apoi a se purcede la amplasare; și (2) a se începe prin amplasare și abia după aceea, dacă rezultatele nu sînt cele scontate, a se apela la mijloacele tehnice disponibile.

Primul mod de abordare are dezavantajul costului; de exemplu, unii autori estimează că echipamentele de purificare ale unei centrale termoelectrice de putere medie ce funcționează pe cărbune inferior sau pe păcură costă între 25 și 40 % din costul de deviz al întreprinderii. Dar această abordare deține atu-ul conservării mediului. Și nu este puțin.

Cea de-a doua abordare ridică pe primul plan minimizarea impactului întreprinderii asupra mediului înconjurător pe seama alegerii optime a amplasamentului. Dar o

alegere optimă a amplasamentului este echivalentă cu adoptarea soluției diluării poluantului, cantitatea evacuată în atmosferă fiind aceeași. Or, această cantitate, care, datorită unei mai bune ventilări naturale, deteriorează mai puțin zona din imediata vecinătate a amplasamentului, se regăsește la o scară spațială mai mare — continentală sau globală. Căci principiul conservării materiei își are echivalentul în conservarea poluantului: nici o impuritate nu se pierde pe Terra; substanțele poluante se regăsesc undeva, în atmosferă, în apă sau în sol, uneori în combinații mai puțin toxice, dar nu rareori în compuși cu agresivitate sporită față de ingredienții primari.

Încă un aspect al strategiei conservării mediului trebuie supus atenției, de această dată legat direct de modelarea dispersiei. Puține mai sînt locurile — îndeosebi în zonele urbane — unde impactul unei întreprinderi industriale proiectate să fie măsurat pornind de la zero, adică de la o atmosferă pură. În majoritatea cazurilor contribuția estimată a întreprinderii se suprapune peste un *fond de poluare* preexistent.

Necesități practice au impus pentru fondul de poluare o definiție relativ riguroasă în care intervine funcția de repartiție statistică (v. nota de la pag. 55) a concentrațiilor măsurate. Totuși, intuitiv el este suma concentrațiilor datorate unui număr mare de surse relativ minore, în general joase, cu emisii relativ constante în timp, modelarea dispersiei cărora este preferabil să fie făcută fără a le lua în considerare individual ci în „parcele" ale unei surse de suprafață întinse. Un astfel de fond de poluare poate fi generat de încălzirea rezidențială. Important este însă un alt aspect și anume faptul ca atunci cînd un fond de poluare C_{fond} este prezent, nu concentrația maximă admisă, CMA, pentru poluantul în cauză trebuie să fie luată drept criteriu, ci o altă valoare critică, CMA_f, inferioară, astfel ca

$$CMA_f = CMA - C_{fond}.$$

Mai mult decît atît, se face auzită în ultimul timp recomandarea să se lase o „rezervă pentru viitor" chiar și atunci cînd nu există în zona respectivă un fond de poluare. Recomandarea, firească, are în vedere dezvoltarea industrială viitoare a zonei. Este greu de precizat cît de mare ar trebui să fie „rezerva pentru viitor". Probabil că 20—25% din CMA, în funcție de perspectivele de dezvoltare a zonei, ar fi o cifră rezonabilă.

Totuși, un număr foarte mare de surse trebuie luate în considerare nu ca elemente nedistincte ale „parcelelor" de care aminteam mai sus, ci individual.

SURSE DE POLUARE. INVENTARUL EMISIILOR

Sub această denumire administrativă de „inventar al emisiilor" se înțelege un ansamblu de operații de mare importanță, de mare anvergură și totodată de mare dificultate. Inventarierea emisiilor constă în colectarea tuturor informațiilor utile despre sursele de poluare, pe primul loc situîndu-se ratele de emitere, și crearea unei „bănci de date" avînd acest profil.

Pot fi realizate inventare la scara unei întreprinderi industriale, la scara unui oraș, sau — cazul ideal — la scară națională. Informațiile astfel obținute se folosesc în modelarea dispersiei poluanților, dar și în scopul verificării eficacității echipamentelor de reținere și neutralizare „la sursă" a substanțelor poluante. Dincolo de aceste aspecte practice, cunoașterea emisiilor este o măsură a grijii „deținătorilor" de surse de poluare și, desigur, a organelor de control, pentru protecția mediului înconjurător.

Ne putem întreba dacă emisiile de poluanți sînt în general cunoscute, inventarierea reducîndu-se la simpla colectare și sistematizare a informațiilor în băncile de date de care aminteam. Răspunsul este deseori *nu*, colectarea datelor este, pretutindeni în lume, departe de a fi suficientă fără o serie de alte operații premergătoare. Cu alte cuvinte, primul pas este de a stabili, emisiile. Totuși, foarte multe emisii sînt deja cunoscute, împreună cu celelalte caracteristici necesare ale surselor. În general, persoanele cele mai competente în această privință sînt proiectanții tehnologi de la institutele de proiectare. Trebuie însă adăugat că numeroase surse funcționează din timpul cînd degradarea mediului nu atinsese încă stadiul alarmant de astăzi și nici nu se întrevedea un asemenea stadiu. În acea perioadă nici o lege nu le cerea proiectanților așa cum le cere astăzi, evaluarea

emisiilor de substanțe nocive. În general, proiectantul știe despre impactul asupra mediului al instalațiilor proiectate de el cu atît mai puțin cu cît acele instalații sînt mai vechi. Și aceasta nu numai datorită atenției mai mici acordate a cestui aspect în trecut, ci și faptului că, în general, o instalație industrială își modifică în timp parametrii funcționali; același lucru se poate spune și despre eficacitatea echipamentelor de reținere și neutralizare a poluanților.

Concluzia este deci că emisiile trebuie aflate. Se pune întrebarea: cum? Așadar, cum poate fi realizat un inventar al emisiilor, indiferent de scara la care este conceput? Înainte de a discuta însă metodele propriu-zise de inventariere este util să trecem în revistă principalele categorii de surse de poluare.

Clasificarea care urmează este necesară inventarierii prin faptul că fișierul de date de inventar este structurat după categoriile de mai jos. Totuși vom profita de ocazie și vom depăși întrucîtva strictul necesar, adică simpla enumerare a tipurilor de surse cuprinse în fiecare clasă, adăugînd informații suplimentare față de cele cerute de inventarierea propriu-zisă.

O primă categorie o constituie *sursele staționare de combustie*. Se au în vedere instalațiile în care se ard combustibili, fie pentru încălzire, fie în legătură cu unele procese industriale. Un loc important în această categorie îl ocupă centralele termoelectrice (CET), mai ales după reorientarea acestora către consumul de cărbune. Coșurile CET, cele mai înalte dintre coșurile industriale, ating deseori 250—300 m. Ele emit în principal: bioxid de sulf datorită sulfului prezent în combustibili; oxizi de azot (NO_x), dintre care, după unele aprecieri, circa 60% reprezintă bioxid de azot (oxizi care apar prin combinarea azotului cu oxigenul din aer la temperaturile ridicate ale proceselor de ardere); funingine și cenușă.

A doua categorie cuprinde *sursele mobile*, în primul rînd vehiculele rutiere, apoi aviația, transporturile feroviare, transporturile maritime și fluviale. Transportului auto i se datoresc importante emisii de oxid de carbon (CO), oxizi de azot și hidrocarburi. Se apreciază că circa 80% din CO de proveniență tehnogenă este imputabil emisiilor vehicule-

lor rutiere. În Japonia de exemplu, 97% din CO prezent în atmosfera aglomerărilor urbane provine de la transportul auto, în timp ce la Paris proporția este apreciată la 20 pînă la 50%.

Traficul rutier intens din orașe, eliminarea gazelor de eșapament chiar la nivelul de inhalare, precum și particularitățile circulației aerului în condiții de spații construite, mai mult sau mai puțin închise, toate acestea fac ca poluarea datorată transportului auto să fie o problemă care merită o atenție specială.

Pe lîngă poluanții amintiți, motoarele cu ardere internă mai elimină în atmosferă și alte substanțe toxice, cum ar fi plumb, hidrocarburi aromatice policiclice, 3,4-benzopiren, care este o substanță puternic cancerigenă ș.a. La acestea trebuie adăugată apariția în zonele urbane cu trafic auto intens a unor produși secundari oxidanți, cum ar fi peroxiacetilnitratul (PAN), care se formează prin combinarea hidrocarburilor cu oxizi de azot în prezența radiației solare; acest compus constituie componenta principală a celebrului smog* fotochimic de la Los Angeles.

Aviația introduce în atmosferă o cantitate de poluanți comparabilă cu aceea evacuată de transporturile auto: este destul să amintim că un avion supersonic de mare tonaj consumă circa 30 de tone de petrol pe oră. Dispersarea poluanților are însă loc în atmosfera înaltă, astfel că impactul aviației asupra poluării locale se limitează în general la zona aeroporturilor. De exemplu, în 1980 contribuția aviației la poluarea atmosferei în zona New-York-ului constituia 1 pînă la 1,5%. În aceeași zonă, poluarea cu CO a aeroportului era de 3 pînă la 9 ori mai mică față de centrul orașului, poluarea cu hidrocarburi era de 1,5—3,5 ori mai mică, în timp ce poluarea cu NO_x și cu funingine era aproximativ egală. În atmosfera înaltă, compușii de azot evacuați contribuie la distrugerea stratului de ozon din stratosfera inferioară, strat protector împotriva radiației ultraviolete solare.

Procesele industriale constituie o a treia categorie de surse. Ea include, printre altele, industria chimică și industria

---

* *Smog*: combinație din cuvintele englezești *smoke* (fum) și *fog* (ceață), creat în Anglia pentru a desemna acel amestec nociv al celor două componente, prezent atît de des, pînă recent, în atmosfera londoneză.

prelucrării țițeiului, care se caracterizează prin emisii, în mare parte „reci", de hidrocarburi, CO, SO_2, NO_x, hidrogen sulfurat (H_2S), amoniac (NH_3), clor, fenol, aldehidă formică, compuși ai clorului și ai fluorului precum și gaze explozive: divinil, butan, propan, butilenă ș.a.

Industria materialelor de construcție se caracterizează prin emisii de pulberi, SO_2, CO, fenol ș.a. În industria celulozei și a hîrtiei se emit H_2S, CS_2, SO_2, fenol, metilmercaptani, clor, aldehidă formică etc.

În metalurgia feroasă și neferoasă și la aglomeratoare se emit de asemenea importante cantități de substanțe poluante. Astfel, după unele date din U.R.S.S., la producerea cocsului o tonă de cărbune prelucrat este însoțită de emiterea a circa 0,3 kg praf și CO, 0,75 kg SO_2, cîte 0,03 kg hidrocarburi și NH_3 (Semencenko și Belov: *Aspecte meteorologice ale protecției mediului natural*. Ed. Universității din Moscova, 1984).

În industria metalurgică, se apreciază că la producerea a un milion de tone de oțel, fără echipamente de purificare, se elimină zilnic în atmosferă: 350 t de pulberi, 200 t de SO_2 și 400 t de CO.

Foarte nocive sînt unele metale grele care au însușirea de a se acumula în alimente și în organism: mercurul, plumbul, cadmiul ș.a.

În ceea ce privește contribuția procentuală a ramurilor industriale la poluarea cu cîteva dintre principalele substanțe poluante, în tabelul 3 se prezintă situația din U.R.S.S. (I. I. Solomatina: O analiză a datelor privitoare la emisiile de substanțe nocive în atmosferă. În: „Normarea și controlul emisiilor industriale în atmosferă". Ghidrometeoizdat, Leningrad, 1977).

Se poate aprecia că în România situația nu diferă esențial de cea de mai sus.

CUM INVENTARIEM EMISIILE?

În țara noastră nu a fost încă pus la punct un sistem de inventariere la scară națională, dar au fost inventariate, pentru necesități de modelare a dispersiei poluanților, de

Tabelul 3. **Repartiția emisiilor de substanțe nocive (în % din cantitatea totală) pe principalele ramuri industriale**

Ramura industrială	Cantit. totală	Pulberi	SO_2	CO	NO_x	Hidrocarburi
Energetică	27,5	23,9	52,8	4,0	70,1	—
Extracție țiței	5,1	0,1	0,1	0,2	0,1	62,1
Prelucrare țiței și petrochimică	5,1	0,4	2,0	8,2	0,5	31,1
Extracție cărbune	5,1	4,1	3,7	10,4	2,0	4,0
Metalurgie feroasă	19,1	14,9	9,7	41,7	13,7	0,3
Metalurgie neferoasă	7,6	7,0	16,5	3,0	—	—
Chimică	3,5	1,4	1,2	3,0	1,9	1,3
Constructoare de mașini agricole și tractoare	2,6	2,8	1,0	6,8	1,1	—
Materiale de construcție	12,9	28,7	2,6	11,2	3,2	—
Alte ramuri	11,5	16,7	10,4	11,5	7,4	1,2

către Institutul de Meteorologie și Hidrologie, pe baza informațiilor furnizate în principal de institute de proiectare, sursele aparținînd unor combinate industriale. Un inventar experimental (în sensul că informațiile nu au fost organizate în fișiere și nici nu au fost ținute ulterior la zi) a fost realizat acum cîțiva ani de același institut în orașul Hunedoara, incluzînd vehiculele echipate cu motoare cu ardere internă și traficul feroviar deservind combinatul siderurgic din localitate.

Inventarieri ale surselor de poluare se fac în S.U.A. (de către Agenția pentru Protecția Mediului Înconjurător), precum și în cîteva țări vest-europene, mai ales în R. F. Germania. În 1971 a fost editată, de către „Technischer Überwachungs-Verein Rheinland e.V. Köln", o lucrare în trei volume, dintre care volumul 2 tratează, în 125 de pagini, procedeele de inventariere, iar volumul 3 este consacrat emisiilor datorate traficului din marile orașe și centre industriale. Inventarierea surselor de poluare din orașul Köln a costat 5 milioane de mărci și a necesitat 2 ani de investigații.

În ceea ce privește metodele de inventariere, se disting: a) colectarea informațiilor cunoscute: b) estimarea emisiilor

folosind factori de emisie (v. mai jos); c) măsurători la sursă; d) metode combinate.

Dacă datele necesare privitoare la surse sînt cunoscute, inventarierea se poate face „prin corespondență". În fig. 12 se prezintă un formular, destinat a fi adresat deținătorului datelor de emisie, cu rubrici care se referă la parametri ai surselor deja cunoscuți în mare parte (v. paragr. „Supraînălțarea penei").

La prima vedere, măsurătorile la sursă (pe traiectul poluantului, înainte de evacuarea în atmosferă) furnizează informațiile cele mai sigure. Într-adevăr, măsurătorile la sursă sînt indispensabile pentru realizarea unui bun inventar. Dar reprezentativitatea datelor obținute exclusiv în acest fel trebuie privită cu circumspecție, mai ales în cazul proceselor industriale. Principalul motiv de îndoială asupra metodei este marea variabilitate în timp a emisiilor. Dacă sursele ar fi „supravegheate" neîntrerupt, atunci măsurătorile ar fi probabil suficient de sigure. Dar o astfel de supraveghere este prea costisitoare și necesită prea mult personal. Oricum, aceste două dezavantaje rămîn valabile chiar și în cazul testărilor sporadice.

Realizatori cu experiență în inventariere recomandă folosirea pe scară largă a factorilor de emisie. Prin *factor de emisie* se înțelege rata medie de evacuare în atmosferă a unui poluant împărțită la volumul producției. De exemplu, dacă la o producție de 260 000 tone de amoniac pe an se emit în atmosferă 26.000 tone BO, factorul de emisie pentru producerea de amoniac va fi de 100 kg CO per tonă de amoniac produs. Factorii de emisie de stabilesc prin testări la sursă, prin bilanțuri de materiale introduse în procesul de fabricație etc. Bineînțeles, se admite că un factor de emisie determinat la un număr de întreprinderi „etalon" de un anumit profil este valabil pentru oricare întreprindere de același profil. Agenția pentru Protecția Mediului Înconjurător din S.U.A. a publicat în 1972 o lucrare de 168 de pagini (Compilation of air pollutant emission factors), urmată de o a doua ediție revizuită în 1973 și de alte cîteva suplimente, în care se prezintă factori de emisie pe categorii de surse și de procese industriale: surse cu combustie externă (consum de cărbune bituminos, antracit, păcură etc.), surse cu combustie internă (vehicule rutiere, aviație, loco-

SURSE DE POLUARE A ATMOSFEREI

(informații reprezentatine pentru anul calendaristic)

A se expedia la: ..... Adresa: ..... Telefon: .....
Numele unității: ..... Centrala industrială: ..... Ministerul: .....
Adresa unității .....
Persoana cu care se ia legătură pentru această informare: Numele:..... Funcția:..... Telefon:.....
Specificul producției: .....

Sursa	Instalația	Procesele sau operațiile în care se emit poluanti în atmosferă	Substanța emisă	Regim de emitere	Durata emisiei	Frecvevța emisiilor	Felul sursei	Înălțimea sursei față de nivelul solului (m)	Diametrul interior al gurii coșului (m)	Temperatura gazului la ieșirea din coș (°C)	Viteza de evacuare a gazului (m/s)	Rata de emitere a poluantului (g/s)	Cantitatea de poluant emisă (g)

ÎNTOCMIT: Numele: ..... Functia: ..... DATA: .....

Fig. 12. Formular privind înregistrarea emisiilor de poluanți ai aerului, pentru inventarierea „prin corespondență" a surselor

motive, turbine etc.), surse prin evaporare, industria chimică (în cadrul căreia sînt trecute în revistă 21 de tipuri de procese industriale, industria alimentară și agricultură, industria metalurgică, industria petrolieră etc.

Cu toată această abundență a factorilor de emisie (determinați practic pentru toate tipurile de surse), totuși ei nu pot fi utilizați fără discriminare. Deosebirile de tehnologie, de combustibili, de condiții de lucru pot avea drept consecință diferențe serioase în ratele de emitere a poluanților. Se subliniază că factorii de emisie sînt medii statistice bazate pe teste aplicate pe un număr de surse mai mult sau mai puțin identice între ele. Aplicarea unui factor la o singură sursă poate avea drept consecință o diferență considerabilă între emisia estimată și cea reală. În schimb, prin aplicarea factorului la un număr de surse luate global diferența poate fi redusă la minim. Să mai adăugăm că valorile factorilor de emisie trebuie ținute la zi, avînd în vedere evoluția tehnologiilor de fabricație și de prelucrare.

Metodele combinate de inventariere includ, evident, după caz, testările la sursă, aplicarea factorilor de emisie sau, în absența acestora, bilanțuri de materiale introduse în proces etc

BANCA DE DATE DE INVENTAR

Fișierul se organizează după categoriile de surse enumerate mai sus. De exemplu, pentru acele surse din categoriile „surse de combustie" și „procese industriale", care pot fi considerate surse punctiforme se stochează următoarele informații (fiecărui tip de informație fiindu-i rezervate 80 de locații): 1) Localizarea instalației. Generalități; 2) Parametrii coșului: 3) Echipamente de reținere (control); 4) Orarul de funcționare a sursei și informații despre emisii; 5) Date referitoare la autorizația de funcționare; 6) Informații privitoare la combustibili, procese tehnologice și deșeuri solide.

Referitor la localizarea sursei punctiforme se pune în primul rînd problema coordonatelor acesteia, în care scop se poate folosi proiecția Gauss-Krüger sau proiecția Mercator. Este de preferat să se evite localizarea sursei față de un

reper local oarecare chiar și atunci cînd inventarul se face la scara unei zone restrînse, deoarece o astfel de reperare ar necesita recalcularea coordonatelor atunci cînd se pune problema reunirii a două sau mai multe astfel de zone în scopul de pildă, al modelării dispersiei poluanților la o scară superioară.

Nu vom insista asupra celorlalte tipuri de informații; ele nu prezintă de fapt nici o complicație. În ceea ce privește autorizația de funcționare, în țara noastră ea constă, în cazul instalațiilor proiectate, în *avizul* Consiliului Național pentru Protecția Mediului Înconjurător, precedat de un studiu de dispersie realizat de Institutul de Meteorologie și Hidrologie *. Avizul se acordă, bineînțeles, dacă din estimări nu rezultă încălcări ale normelor de calitate a aerului (pe care le vom discuta în cele ce urmează). În unele țări, în autorizația de funcționare se specifică emisia maximă admisă pentru instalația în cauză, stabilită astfel încît respectarea ei să garanteze concomitent respectarea normelor de calitate a aerului**. Avantajul normării emisiilor constă în faptul că oferă organelor de control posibilitatea de a verifica relativ ușor și rapid dacă normele de calitate a aerului sînt respectate.

Informații similare celor de mai sus sînt necesare și pentru sursele de suprafață.

Sursele mobile sînt considerate de asemenea surse de suprafață, dar informațiile necesare pentru ele sînt specifice. În cazul traficului rutier, zona urbană se divizează în careuri, de preferință egale, și pentru fiecare careu se cere fie consumul de combustibil fie numărul de vehicule-kilometru.

---

* Conform legii investițiilor nr. 9 din 1980 (art. 20).

** Emisiile maxime admise se stabilesc pe tipuri de întreprindere și sînt în general unice pe țară. Procedeul este criticabil — și a și fost criticat de unii specialiști — pentru faptul că relația dintre emisia maximă admisă și concentrația în aer maximă admisă nu este unic determinată ci depinde de caracteristicile climatice ale zonei. O soluție de compromis este fixarea unor emisii maxime admise pe zone cu condiții de dispersie aproximativ identice. Ideal însă, ar fi să se stabilească pentru fiecare sursă o emisie maximă admisă, după ce, în prealabil a fost evaluat impactul probabil al acesteia asupra mediului înconjurător.

NORME DE CALITATE A AERULUI

Cînd am discutat despre modelarea dispersiei poluanților am amintit de concentrațiile maxime admise (CMA) în aer ale acestora. Ele sînt extrem de importante pentru luarea de decizii în domeniul protecției calității aerului, fie că sînt utilizate în evaluări (prin simulare numerică) ale impactului unor instalații industriale asupra mediului înconjurător, fie că sînt utilizate în supravegherea calității aerului drept niveluri de referință.

Concentrații maxime admise au fost stabilite în numeroase țări, fără însă să existe concordanță deplină între valori pentru unul și același poluant. Dimpotrivă, sînt cazuri în care diferența este flagrantă. În România, CMA sînt stabilite prin STAS 12574 din 1987 „Aer din zonele protejate. Condiții de calitate". În tabelul 4 sînt date valorile acestora, cu următoarea mențiune din textul standardului: „Concentrațiile maxime admise (CMA) prevăzute în prezentul standard sînt stabilite astfel încît prin respectarea lor să se asigure populația neprotejată împotriva efectelor nocive ale acestor substanțe. Prezentul standard nu se referă la calitatea aerului din atmosfera zonei de muncă".

Modul de aplicare a acestei reglementări pare lipsit de orice ambiguitate. Și totuși factorului de decizie — sau decidentului, cum i se mai spune — îi sînt necesare o serie de precizări. Ne propunem să le discutăm în cele ce urmează, nu fără a atinge unele aspecte ale mecanismului în sine de fixare a normelor de calitate a aerului.

Tabelul 4. **Concentrații maxime admise în zone protejate**

Substanța poluantă	Concentr. max. admisă, mg/m³				Metoda de analiză
	medie de scurtă durată	medie de lungă durată			
	30 min.	zilnică	lunară	anuală	
1	2	3	4	5	6
Acid azotic	0,4	—	—	—	*/
Acid clorhidric	0,3	0,1	—	—	STAS 10943
Acroleină	0,03	0,01	—	—	STAS 11331
Aldehide (HCHO)	0,035	0,012	—	—	STAS 11332
Amoniac	0,3	0,1	—	—	STAS 10812
Anhidridă fosforică	0,3	0,1	—	—	*/
Arsen	—	0,003	—	—	STAS 10931
Benzen	1,5	0,8	—	—	*/
Cadmiu	—	0,00002	—	—	*/
Clor	0,1	0,03	—	—	STAS 10946
Crom (CrO_3)	—	0,0015	—	—	STAS 11103
Dioxid de azot	0,3	0,1	—	0,04	STAS 10329
Dioxid de sulf	0,75	0,25	—	0,06	STAS 10194
Fenol	0,1	0,03	—	—	STAS 11027
Fluor:					
— compuși anorganici gazoși și sub formă de aerosoli ușor solubili (F)	0,015	0,005	0,0012	—	STAS 10330
— compuși anorganici sub formă de aerosoli greu solubili (F)	—	0,03	—	—	
Funingine	0,15	0,05	—	—	*/
Furfural	0,15	0,05	—	—	*/
Hidrogen sulfurat	0,015	0,008	—	—	STAS 10814
Mangan — compuși (Mn)	—	0,01	—	—	STAS 10815
Metanol	1,0	0,5	—	—	STAS 11105
Metil mercaptan	—	0,00001	—	—	*/
Oxid de carbon	6,0	2,0	—	—	*/
Oxidanți (O_3)	0,1	0,03	—	—	STAS 11010
Plumb	—	0,0007	—	—	STAS 10810
Sulfați în suspensie inclusiv aerosoli de acid sulfuric					

Tabelul 4 (continuare)

1	2	3	4	5	6
(SO_4^{2-})	0,03	0,012	—	—	STAS 11194
Sulfură de carbon	0,03	0,005	—	—	STAS 11104
Tricloretilenă	4,0	1,0	—	—	*/
Pulberi suspensie	0,5	0,15	—	0,075	STAS 10813

*/ Metodele de analiză vor fi avizate de Ministerul Sănătății.

OBSERVAȚIE: În cazul altor substanțe decît cele din tabel se consideră că acestea depășesc concentrațiile maxime admise atunci cînd mirosul lor dezagreabil și persistent este sesizabil olfactiv.

Depunerea maximă admisă de pulberi este fixată la 17 g/m² lună.

DE LA EXPERIENȚĂ MEDICALĂ LA NORMĂ DE CALITATE A AERULUI

Baza pentru fixarea nivelurilor pe care le considerăm acceptabile pentru concentrațiile în aer ale poluanților o constituie observațiile privind aspectele adverse ale noxelor asupra omului*. Iată un exemplu referitor la bioxidul de azot, extras din „Air Quality Criteria for Nitrogen Oxides" (Environmental Protection Agency, U.S.A., 1971): 1) Pragul olfactiv (concentrația la care substanța este percepută prin miros) se situează la circa 225 μg/m³; 2) expunerea la o concentrație de 9400 μg/m³ timp de 10 minute are drept efect unele dificultăți respiratorii tranzitorii; 3) expunerea la 162 000 μg/m³ timp de 30 de minute conduce la edem pulmonar; 4) la concentrații medii zilnice ale oxidului de azot cuprinse între 117 și 205 μg/m³ timp de 6 luni, în prezența suspensiilor de nitrați la un nivel maxim de circa 3800 μg/m³, apar îmbolnăviri respiratorii acute. Iată deci un număr de patru niveluri, cu efectele corespunzătoare. Se poate observa din aceste date că valorile în sine ale concentrației nu spun totul; cu alte cuvinte, ele ar fi incomplete dacă nu s-ar specifica alte două caracteristici și anume: (a) perioada de mediere a concentrației, și (b) perioada de referință (sau de observare); pentru cel de-al patru-

* Pot fi luate în considerare și alte limite pentru puritatea aerului; cum ar fi cele ce garantează protecția florei, sau a faunei, sau a unor materiale. În acest capitol ne vom referi însă la limitele menite să asigure sănătatea populației.

lea nivel de mai sus aceasta a fost de 6 luni. Se poate observa de asemenea că expunerile la poluanții aerului pot fi de două feluri: expuneri de scurtă durată (nivelurile 2 și 3) și expuneri de lungă durată (nivelul 4). Expunerile de scurtă durată nu sînt specifice experiențelor ci pot avea loc și în condiții reale, ca de pildă în cazul emisiilor accidentale de substanțe toxice în atmosferă. După cum vom vedea, modul de abordare a celor două genuri de expuneri diferă fundamental.

S-ar părea, deci, că dispunînd de astfel de informații privind efectele bioxidului de azot asupra sănătății omului — spre a ne menține în cadrul exemplului ales * — limita superioară pe care trebuie să o pretindem concentrației în atmosferă a poluantului reiese imediat: este cea corespunzătoare absenței oricăror efecte adverse. În realitate, lucrurile nu sînt atît de simple pe cît par. În primul rînd trebuie să constatăm că, din nefericire, industria este astăzi confruntată cu o serie de dificultăți atunci cînd își propune să adopte tehnologii suficient de puțin poluante spre a fi respectată cu strictețe *orice* limită de puritate a aerului ce rezultă din considerente exclusiv medicale. Astfel, un individ supus condițiilor de la punctul 4 de mai sus va trebui să se consoleze cu constatarea că nu are altă alternativă decît să contracteze în medie una sau două bronșite la fiecare șase luni datorită poluării cu NO_2 a zonei unde locuiește. Așadar, individul va trebui să accepte un anumit *risc* legat de poluarea atmosferei. De fapt, lucrurile se complică încă și mai mult din momentul în care observăm (ceea ce de altfel este evident) că problema nu se pune pentru individ ci pentru o întreagă colectivitate. Va trebui deci să luăm în considerare nu riscul individual, ci un *risc social* **. Este vorba de două noțiuni total diferite, pe care însă nu le vom trata aici ***.

---

* În literatură pot fi găsite numeroase alte constatări privitoare la efectele bioxidului de azot.

** Riscul va fi acceptat, se înțelege, numai de către colectivitatea care beneficiază de pe urma activității generatoare de risc.

*** Considerații interesante privind diversele tipuri de risc pot fi găsite de pildă în articolul lui Fantowicz și Ravetz, „Three types of risk assessment: A methodological analysis" din „Risk Analysis in the Private Sector", Plenum Press, 1985, p. 217, precum și în „Cercul care se închide", de B. Commoner, Ed. Politică, 1980, p. 202.

Dacă se poate admite, cu o oarecare aproximație, că un individ prezintă de fiecare dată același „răspuns" la un același nivel de poluare, în condiții date, „răspunsurile" unui grup de indivizi pot să difere considerabil între ele. Astfel, spre a nu ne referi decît la pragul olfactiv al NO_2, stabilit experimental (în aceeași publicație amintită mai sus), numai 3 subiecți din 8 testați au perceput mirosul chiar de la intrarea într-o incintă în care concentrația era de 225 $\mu g/m^3$; la o concentrație de 415 $\mu g/m^3$, numai 8 subiecți din 13 au perceput imediat mirosul; abia la concentrația de 835 $\mu g/m^3$ toți subiecții au perceput mirosul chiar de la primul contact. La constatări asemănătoare s-a ajuns în cea mai mare parte a observațiilor efectuate asupra colectivităților umane aflate în condiții reale de poluare a atmosferei, constatări de altfel de loc surprinzătoare, întrucît este de la sine înțeles ca, în condiții date de mediu ambiant, membrii unei colectivități să reacționeze diferit, în funcție de particularitățile organismului lor.

Aparent, soluția se află la îndemînă și anume constă în a alege drept prag acea valoare a concentrației pentru care, în urma observațiilor medicale asupra colectivității umane studiate, nu se constată efecte negative de nici un fel (nici imediat, nici pe termen lung) imputabile poluantului în cauză, la nici unul dintre membrii grupului studiat. În realitate, această soluție este criticabilă sub numeroase aspecte. Trecînd peste observația deja amintită privitoare la dificultățile tehnologice ale industriei (deși în ochii unora, ce manifestă o exigență nerealistă, industria „nu ar avea nici o scuză" pentru vina de a fi poluantă), trebuie să subliniem că în majoritatea cazurilor prezența în aer a poluanților la niveluri inferioare celor declarate la un moment dat ca „absolut inofensive" nu înseamnă nicidecum absența oricăror efecte adverse. După cum declara în 1985 J. Padgett, președintele de atunci al Asociației pentru Controlul Poluării Aerului din SUA, „aparatele mai sensibile și rezultatele cercetării efectelor poluanților, disponibile din 1970 încoace, au pus în evidență efecte, adesea mici, la concentrații din ce în ce mai mici. Substanțele cancerigene ilustrează clar problema utilizării pragurilor pentru stabilirea normelor de calitate a aerului. Concepția cea mai răspîndită despre substanțele cancerigene

este că orice concentrație diferită de zero implică un risc de cancer. Așadar, pentru a asigura protecția împotriva oricărui efect, normele de puritate pentru acești poluanți trebuie să fie fixate la zero. Alternativa este de a accepta riscul". Dar, deși cu mai puțină stringență, problema rămîne valabilă, principial, și în cazul noxelor care în prezent nu sînt suspectate de a fi cancerigene. Să nu uităm că poluarea atmosferei a intrat masiv în atenția opiniei publice și, desigur, a specialiștilor, abia după cel de-al doilea război mondial, și că în timpul destul de scurt care a trecut de atunci experimentatorii în domeniul efectelor poluanților au trebuit să facă față unor dificultăți foarte serioase. Una dintre acestea este *varietatea* considerabilă a noxelor emise în atmosferă; astfel, publicația „The World's Air Quality Management Standards", vol. I, editată de Agenția pentru Protecția Mediului Înconjurător din S.U.A. în 1974, care este o sinteză a normelor de calitate a aerului din diferite state ale lumii, enumeră 117 substanțe poluante. Normele republicane pentru protecția muncii, publicate la noi de Ministerul Muncii și de Ministerul Sănătății în 1975, fixează concentrații maxime admise (profesionale) pentru nu mai puțin de 384 de substanțe toxice; desigur, doar o mică parte dintre acestea sînt susceptibile de a fi întîlnite în atmosfera liberă în cantități semnificative. Dar ambele aceste informații sînt suficiente pentru a convinge de amploarea problemei. Alte dificultăți sînt legate de *precizia* și de *semnificația* rezultatelor; făcînd abstracție de aparatură (căreia este firesc să-i pretindem anumite performanțe), este vorba în egală măsură de precizia corelată cu *durata* observațiilor; aceasta trebuie să fie suficient de mare atît pentru a nu scăpa efectele pe termen lung, cît și în vederea atingerii unei semnificații statistice satisfăcătoare a rezultatelor. Toate acestea sugerează că pentru mulți poluanți, dacă nu chiar pentru marea lor majoritate, ne aflăm încă departe de cunoașterea completă a efectelor. Dificultățile enumerate se reflectă în împrăștierea destul de mare a rezultatelor observațiilor și, mai departe, după cum spuneam, în diversitatea considerabilă a normelor de calitate a aerului adoptate de diferite state pentru un același poluant. Astfel, concentrația maximă admisibilă în aer pentru acidul clorhidric este, în medie pe 24 de ore, 15 $\mu g/m^3$

în R. D. Germană, în timp ce în Israel aceasta este de 400 $\mu g/m^3$! Desigur, o asemenea divergență nu poate fi pusă exclusiv pe seama împrăștierii datelor experimentale; aici intervine deopotrivă opțiunea legislatorului față de acceptarea unui anumit risc implicat de expunerea la acțiunea poluantului respectiv.

Toată această discuție nu a avut nicidecum menirea să sugereze că, avînd în vedere incertitudinile proprii bazei experimentale, ar fi inutil să se fixeze norme pentru o serie de poluanți; scopul a fost acela de a trece în revistă implicațiile relației dintre datele experimentale și normă și, o dată cu aceasta, de a aduce argumente împotriva opiniei greșite — dar încă relativ răspîndite — că este posibil să se fixeze norme „de risc zero".

NORMĂ DE CALITATE A AERULUI ȘI STATISTICĂ MATEMATICĂ

Să începem prin a reaminti un fapt esențial: concentrația în aer a unui poluant este o mărime probabilistă (aleatoare), caracterizată prin fluctuații imprevizibile, datorită — într-o mai mică măsură — fluctuațiilor emisiei, și — într-o măsură determinantă — turbulenței atmosferice. Efectuînd într-un punct un șir de măsurări asupra concentrației, vom obține un set de valori caracterizat printr-un număr de caracteristici statistice: medie, abatere medie pătratică, funcție de repartiție, cuantile * etc. Dacă în

* Numim *funcție de repartiție* (în cazul de față empirică, fiind vorba de un șir de date experimentale; cînd numărul acestora din urmă tinde către infinit, „la limită", se obține funcția de repartiție teoretică) „tabelul" (mulțimea) frecvențelor cazurilor cînd valorile mărimii aleatoare sînt inferioare unor praguri date, oricare ar fi acestea; la limită, aceste frecvențe devin, conform definiției, probabilități, iar funcția de repartiție poate fi exprimată, eventual, printr-o formulă (lege de probabilitate).

Media aritmetică a valorilor $x_1, x_2, \ldots, x_N$ se definește, simplu, prin $m = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} x_i$. *Abaterea medie pătratică* se definește prin $s = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^{N} (x_i - m)^2}$. Pătratul acesteia, s^2, se numește *dispersie*. Se

cadrul unui program de supraveghere a poluării vom relua măsurătorile, și anume vom efectua un același număr de măsurători, sau, ceea ce este echivalent, ne vom raporta de fiecare dată la o aceeași perioadă de timp, atunci vom putea adăuga și concentrația maximă la parametrii statistici enumerați. Este important să subliniem aici că nu există altă modalitate de a norma o mărime aleatoare decît aceea de a norma parametrii statistici ai acesteia.

Cu aceste elemente, vom putea defini mai precis norma de calitate a aerului. Pentru un poluant dat, P, ea se va compune din:

a) CMA medie pe un interval de timp bine definit, τ,

b) Frecvența f, asociată CMA, și

c) Intervalul de referință I (de regulă, de 1 an).

Dacă frecvența de la pct. b este dată în număr de cazuri cu care CMA poate fi atinsă sau depășită în intervalul de referință I, atunci frecvența înglobează ambele caracteristici de la punctele (b) și (c) și nu mai este necesar să se definească în mod distinct trei caracteristici pentru norma de calitate de aerului. Este însă posibil ca frecvența asociată CMA să fie fixată în fracțiuni de unitate sau în procente, caz în care precizarea intervalului de referința este absolut necesară.

Vom spune că norma pentru poluantul P, într-un punct dat din zona de interes, este respectată dacă CMA medie pe intervalul τ este atinsă sau depășită cu o frecvență cel mult egală cu f în intervalul de timp I*.

De exemplu, cele șase norme federale de calitate a aerului din S.U.A. (pentru CO, hidrocarburi, NO_2, oxidanti fotochimici, pulberi și SO_2) sînt fixate fie ca medii anuale, fie, mai frecvent, ca maxime anuale, în care caz se admite cel mult o valoare egală cu sau mai mare decît concentrația maximă

---

numește *p-cuantilă*, în cazul repartiției statistice teoretice, acea valoare x_p a variabilei aleatoare pentru care probabilitatea ca variabila să ia valori inferioare lui x_p este p; p—cuantila empirică este echivalentul celei de mai sus în cazul unui șir de N valori, probabilitatea p înlocuindu-se cu frecvența corespunzătoare.

* Acest enunț este valabil principial. După cum se vede din STAS 12574, în cazul normelor din țara noastră nu se specifică nici f, nici I. Ele vor fi interpretate ca fiind valori limită care *nu pot fi atinse niciodată*, cu toate ambiguitățile — după cum vom vedea — ce rezultă din această interpretare.

admisă în interval de 1 an. Una dintre normele suedeze de calitate a aerului prevede că concentrația medie pe 30 min. a SO_2 poate atinge sau depăși valoarea de 0,25 ppm * (751 $\mu g/m^3$) de cel mult 15 ori în decurs de o lună. Rezultă deci că în primul caz, cel al normelor americane stabilite ca maxime anuale, măsurătorile de concentrație ce acoperă intervalul de 1 an vor fi ordonate descrescător și se vor examina primele două valori: maximul anual și a doua valoare ca mărime; dacă primul atinge sau depășește CMA, iar a doua se situează dedesubt, concluzia va fi că norma pentru poluantul analizat este respectată *în anul respectiv*. În al doilea caz, cel al normei suedeze, concentrațiile medii pe 30 min. ale SO_2 acoperind intervalul de o lună vor fi ordonate de asemenea descrescător și vor fi examinate primele 16 valori; dacă primele cel mult 15 se situează peste 0,25 ppm, iar celelalte dedesubt, vom conchide că norma pentru SO_2 a fost respectată *în acea lună*; dacă cel puțin 16 valori se află deasupra CMA înseamnă că norma este încălcată.

De regulă, pentru un poluant dat se stabilesc CMA corespunzînd mai multor perioade de mediere. Astfel, normativul românesc (ca și reglementările din majoritatea celorlalte state) prevede în cea mai mare parte a cazurilor concentrații maxime admise medii pe 30 min. și pe 24 ore. Justificarea este că o CMA medie pe 24 de ore, de exemplu, nu este suficient de restrictivă ea singură, în sensul că, datorită variabilității mari a concentrației poluantului, respectarea normei (unice) nu ar asigura automat împotriva unor concentrații de scurtă durată inacceptabil de mari. Cu alte cuvinte, pare rezonabil ca existența a două norme pentru un același poluant să invite la respectarea lor *simultană*. Totuși, măsurătorile în atmosfera reală au arătat că variabilitatea concentrației în mediu urban este în general limitată: măsurătorile în două localități diferit industrializate pun în evidență niveluri ale concentrațiilor diferite, dar aproximativ o aceeași formă a repartiției statistice (aceeași lege de probabilitate și abateri medii pătratice comparabile între ele). De aici rezultă că relațiile *concentrație-*

---

* ppm: părți pe milion, adică volume de gaz „străin" la 1 milion de volume de aer „pur", la 25°C și 760 mmHg.

perioadă de mediere-frecvență de apariție tind să se păstreze, adică să fie relativ independente de zona urbană (în absența unei surse dominante). Astfel, normele de calitate a aerului pentru diferite perioade de mediere vor trebui să răspundă cerințelor de a fi reciproc consistente, și anume în concordanță cu relațiile valabile pentru atmosfera reală. Dacă nu s-ar întîmpla așa, s-ar ajunge la situația nedorită ca una din ele să fie, de pildă, mereu respectată, iar cealaltă să fie mereu încălcată. Această concordanță bazată pe relații în mediul de transport al poluanților ar trebui să fie, cel puțin în principiu, dublată de o concordanță în domeniul efectelor medicale, în măsura în care ambele sînt aspecte ale aceleiași realități.

„PUTEREA" UNEI NORME DE CALITATE A AERULUI

Există un principiu general care se aplică în orice activitate ce implică riscul (sau opusul său, siguranța): riscul se calculează pentru condiții *naturale* de desfășurare a activității respective. De exemplu, în construcții, rezistența unei structuri se calculează pentru un anumit grad de seismicitate și pentru o solicitare orizontală dată datorată vîntului. Acestea sînt mărimi cuantificabile, și anume prin intermediul statisticii (deși orice estimare statistică conține o anumită incertitudine). Accidentele datorate incapacității și actelor ostile nu pot fi eliminate prin creșterea gradului de asigurare, tocmai datorită faptului că acestea din urmă nu sînt mărimi cuantificabile. Se poate aduce argumentul — afirmă Borges și Castanheta (în „Siguranța structurilor", Ed. Tehnică, 1974, p. 16) — că majoritatea accidentelor sînt provocate tocmai de cauze de acest tip. Totuși, chiar și în acest caz nu este infirmat criteriul de a fundamenta proiectarea pe o abordare statistică.

Oricît de mult ar diferi normele de calitate a aerului de normele cerute de siguranța structurilor, principiul enunțat se aplică și în cazul riscului implicat de poluarea atmosferei. Trebuie să reamintim însă că în poluarea atmosferei există doi factori potențiali de agravare: condițiile de dispersie în atmosferă a poluanților (condiții „naturale" în sensul celor

de mai sus) și emisiile, care, prin însăși natura lor, pot fi cel mult „normale", în nici un caz „naturale". Am putea deci afirma că normele de calitate a aerului sînt destinate să limiteze nivelul poluării *în condiții de emisii normale*. Prin această definire, nu pe deplin lipsită de ambiguitate, se au în vedere acele emisii care rezultă din respectarea strictă a proiectului de tehnologie (presupunîndu-se că acesta a fost la rîndul lui supus unor restricții rezultate din minimizarea emisiilor). Referindu-ne la respectarea strictă a tehnologiei, vom exclude așadar avariile. Dificultatea, aici, stă în faptul că, cel puțin în prezent, avaria nu are totdeauna, în viziunea tehnologului, amploarea catastrofală pe care termenul i-o sugerează nespecialistului; ba chiar se vehiculează expresia „avarie controlată", care constă, de regulă, într-o manevră voită (și prevăzută de instrucțiuni) a operatorului, în scopul de a proteja o instalație sau produsul aflat în curs de fabricare, atunci cînd survine pe neașteptate o situație critică, manevră care se soldează cu eliminarea în atmosferă a unei cantități de poluant. Poate fi o astfel de manevră considerată ca fiind parte integrantă din procesul tehnologic, sau nu? Întrebarea este cu atît mai îndreptățită cu cît avariile „controlate" sînt „prevăzute" uneori a avea loc cu frecvențe mergînd, în medie, pînă la una pe săptămînă, dacă nu chiar una pe zi! Am putea răspunde că nu există motive de a considera „avariile controlate" abateri de la fluxul tehnologic, cu condiția ca normele de calitate a aerului să fie respectate. Fluxului tehnologic i s-ar da astfel o accepțiune mai largă. Din păcate însă, acest lucru nu se întîmplă în realitate: controlate sau nu, avariile conduc la încălcări ale normelor de calitate a aerului, cu singura deosebire că în cazul „avariilor controlate" încălcările sînt mai puțin flagrante.

Cu toate aceste ambiguități în definirea emisiilor „normale", un lucru este cert: „puterea" normelor de calitate a aerului este limitată. Ele nu pot proteja populația împotriva emisiilor catastrofale. În asemenea situații, vinovații, dacă sînt, vor fi judecați nu pentru încălcarea standardului de puritate a aerului (ceea ce ar fi mult prea puțin), ci după legea penală. Cu alte cuvinte, normele de calitate a aerului se referă totuși la emisii normale, oricît de ambiguu ar fi ele definite.

NORMELE DE CALITATE A AERULUI ȘI MODELAREA DIFUZIEI POLUANȚILOR

A sosit momentul să rediscutăm, pe scurt, prin prisma ultimelor precizări referitoare la normele de calitate a aerului, modelarea dispersiei poluanților. Mai este oare nevoie să atragem atenția că valorile critice de care aminteam în capitolul respectiv sînt de regulă tocmai concentrațiile maxime admise? CMA constituie baza pentru calcularea, printre altele, a înălțimii necesare a coșurilor industriale. Ținînd cont de costul considerabil al unor categorii de coșuri industriale, de pildă al coșurilor centralelor termoelectrice, se vede că implicațiile „nemedicale" (în cazul de față financiare) ale normelor de calitate a aerului nu sînt deloc neglijabile; ceea ce de altfel nici nu-i surprinzător: menținerea poluării mediului la un nivel acceptabil cere nu numai bunăvoință ci și fonduri.

Să ne amintim că numărul stărilor meteorologice luate în considerare în scopul modelării dispersiei (în cazul modelului discutat), conform divizării în clase a parametrilor k, u și S, este finit și anume de 448. Unele dintre aceste stări favorizează dispersia, altele îi sînt defavorabile. Dintre stările defavorabile, una va fi desigur *cea mai defavorabilă*. S-ar părea deci că se întrevede posibilitatea să dimensionăm coșul de evacuare în așa fel încît concentrația în această cea mai defavorabilă stare, calculată cu o simplă formulă, cea pentru emisia continuă, să se situeze sub CMA. Cunoașterea frecvenței stării n-ar mai fi necesară și cu atît mai puțin cunoașterea frecvențelor celorlalte stări meteorologice. „Ieșirea" modelului (astfel simplificat) n-ar mai fi o frecvență ci o simplă concentrație, și anume maximă absolută, astfel încît CMA ar putea fi luată în accepțiunea de valoare „care nu poate fi depășită niciodată". În realitate, acest procedeu de estimare a concentrației se dovedește a fi neadecvat, în sensul de a fi, după caz, în funcție de gravitatea poluării potențiale induse de surse, fie prea restrictiv (pentru că ia în considerare o stare meteorologică ce poate să apară extrem de rar), fie prea larg, atunci cînd nivelul potențial al poluării impune o atenție specială în estimări. În legătură cu acest din urmă aspect, trebuie să avem în vedere că pro-

cesele de difuzie din atmosferă sînt adesea nestaționare și că tocmai în astfel de condiții (necuantificabile) apar stările de poluare extremă, care scapă în general modelării numerice. Se poate deci afirma că dacă modelul „pretinde" că ia în seamă (conform schemei adoptate) starea cea mai defavorabilă pentru poluare, realitatea dezminte, în principiu, această pretenție și oferă stări tot mai defavorabile pe măsură ce intervalul observațiilor crește. Desigur, modelul de dispersie pe care l-am schițat mai înainte se sprijină tot pe un număr dat de stări meteorologice. Dar discuția se referă nu la un model anume ci la modelare în principiu. Adecvarea modelării la norme (și invers) trebuie să fie tot principială.

NORMELE DE CALITATE A AERULUI ȘI CERTITUDINEA RESPECTĂRII LOR

Ne vom referi în acest ultim paragraf al capitolului la sursa în funcțiune, deci al cărei impact asupra mediului ambiant poate fi nu numai estimat ci și efectiv măsurat cu ajutorul aparatelor.

Evident, certitudinea cu care afirmăm respectarea normei pe baza unui eșantion de măsurători este condiționată în primul rînd de precizia aparatului de măsură. Aceasta afectează mai ales valorile individuale *. Printre ele se numără valoarea maximă, adică aceea care prezintă cel mai mare interes. (Admitem aici că CMA este dată ca maxim anual). Așadar afirmația că norma de calitate a aerului este respectată (sau că nu este) se sprijină pe o singură valoare și poate fi eronată o dată cu aceasta, adică destul de probabil.

Acest inconvenient a făcut să se sugereze (și uneori — încă rar — să se și adopte) și alți parametri statistici drept

---

* Dacă apreciem precizia mărimii aleatoare prin abaterea medie pătratică a eșantionului de date, așa cum se procedează în general, vom vedea că precizia unei caracteristici statistice a eșantionului (care este la rîndul ei mărime aleatoare) este superioară preciziei valorilor individuale; de exemplu, abaterea medie pătratică a mediei eșantionului scade față de abaterea medie pătratică a eșantionului cu factorul N (N fiind volumul eșantionului): $s_{\text{medie}} = s/\sqrt{N}$. Același lucru se poate spune, deși relațiile sînt altele, despre celelalte caracteristici statistice.

norme în locul concentrației maxime. Mărimea reprezentată de a 15-a valoare dintr-un eșantion lunar pentru concentrația medie pe 30 min. a SO_2, despre care s-a amintit mai sus, este una dintre excepțiile deja adoptate. Există de asemenea recomandări să se adopte drept norme 0,9— sau 0,95-cuantile. De exemplu, în Olanda, norma pentru concentrația medie zilnică a SO_2 este 0,98-cuantila, în valoare de 250 $\mu g/m^3$, iar pentru NO_2 pentru aceeași cuantilă CMA este 135 $\mu g/m^3$.

Alte precauții pentru a oferi un grad rezonabil de certitudine a respectării normelor de calitate a aerului se referă la numărul de măsurători. Teoretic, într-un an dat trebuie să dispunem de toate măsurătorile posibile (365 în cazul concentrației medii zilnice, și (8760 ore/an) $\times$ 2 = 17520 în cazul concentrației medii pe 30 min.) pentru a constata cu certitudine dacă norma a fost sau nu respectată. Practic, însă, este aproape imposibil să nu se rateze, din diverse cauze, un număr de măsurători. Rezultatul este că vom cunoaște parametrul statistic dat, în particular maximul anual, cu o anumită precizie, și anume cu atît mai mare cu cît numărul de date de care dispunem este mai mare. Nu vom intra în amănunte, care depășesc cadrul acestei discuții. Din considerente de bun-simț însă, este clar că 5 valori din 365 posibile de exemplu vor fi mult prea puține, în timp ce 300 ne vor oferi foarte probabil un grad de certitudine satisfăcător. La ce număr de date ne oprim pentru a atinge o semnificație rezonabilă, aceasta depinde de gradul de exigență al decidentului (funcție, evident, de gravitatea problemei și de riscul implicat).

În sfîrșit, nu trebuie neglijată nici reprezentativitatea spațială a măsurătorilor. În general, se bucură de o bună primire o afirmație de genul: În zona X, CMA pentru poluantul P este respectată. Dar experimentatorul însărcinat cu supravegherea poluării atmosferei nu își poate permite să facă o asemenea afirmație decît dacă zona în cauză este „acoperită" de suficiente puncte de măsurare (și, bineînțeles, dacă în nici unul dintre puncte nu s-a înregistrat vreo încălcare a normei). „Acoperirea" zonei în sensul de mai sus este însă o problemă delicată și anume în măsura

în care ambele genuri de reprezentativitate, în timp și în spațiu, sînt strîns corelate cu fondurile bănești alocate supravegherii.

Găsirea numărului necesar pentru aparatele de măsură, a locului lor de amplasare, ca și a programului optim de funcționare (desigur, în raport cu anumite scopuri) constituie obiectul unor tehnici matematice rafinate din domeniile calculului operațional, al teoriei informației, al analizei statistice multidimensionale ș.a.m.d. Desigur, acesta este cazul ideal. În realitate, informații utile se pot obține deseori și pe căi mai puțin pretențioase (dar cu un efort mai mare și cu o eficacitate mai redusă). Înainte de orice, însă, trebuie evitată eroarea — încă destul de frecventă în practica supravegherii poluării atmosferei — de a extinde în mod arbitrar asupra unei regiuni întregi valabilitatea unor date care, în realitate, oferă informații asupra unei zone restrînse.

REȚELE DE SUPRAVEGHERE A CALITĂȚII AERULUI

Poate este semnificativ faptul că s-a pus de către specialiști — și continuă să se pună cu o oarecare regularitate, în diferite împrejurări — întrebarea: *a măsura, sau a estima*? Desigur, întrebarea nu trebuie luată prea în serios. Dar nici nu trebuie considerată lipsită de orice rațiune. Realitatea este că nici unul dintre cele două moduri de abordare a problemei stabilirii nivelului de calitate a aerului, nici cel „teoretic", nici cel experimental, nu satisface pe deplin.

Abordarea exclusiv experimentală — și nu este cazul să o privim ca pe o alternativă pur ipotetică, deoarece la ea s-a recurs efectiv în numeroase cazuri și încă se mai recurge — păcătuiește prin posibila lipsă de reprezentativitate a punctelor de măsurare, prin numărul lor insuficient și prin programarea necorespunzătoare a colectărilor de probe. La acestea se adaugă costul ridicat al aparaturii de prelevare/analiză, al celei de laborator, precum și necesitățile mari de personal. Nu este exclusă nici neadecvarea la scop a unei metode date de analiză chimică, în sensul că ea poate să nu fie suficient de specifică, suficient de rapidă, suficient de reproductibilă etc.

Abordarea exclusiv „teoretică", practicată de asemenea pe scară destul de largă, prezintă la rîndul ei, cel puțin în cazul modelelor cu bază statistică, dezavantajul posibil al nereprezentativității; este vorba de nereprezentativitatea datelor de intrare ale modelului — parametri meteorologici și caracteristici ale surselor. Desigur, un model nou, insuficient verificat, prezintă în plus riscul de a nu simula realitatea suficient de fidel. S-a întîmplat astfel cu unele formule de supraînălțare a penei de pildă, care, după un număr de eșecuri, au fost complet abandonate. În sfîrșit, un model poate fi aplicat în condiții diferite de cele pentru care a

fost elaborat, în care caz el va furniza, se înțelege, date false. Nu ne propunem să dezvoltăm în continuare această problemă, care se pune de altfel în elaborarea strategiilor de păstrare a calității mediului.

Esențial este că determinarea calității aerului nu se poate lipsi de aportul modelării (și, bineînțeles, invers, dar aceasta nu interesează aici).

Ne vom ocupa în acest capitol numai de așa-numitele rețele „la scară locală" sau „de impact" (al poluanților asupra mediului, desigur). De existența unei rețele la scară planetară, urmărind poluarea „de fond", s-a amintit în introducere. Alte rețele, cu destinații speciale, cum ar fi cea de urmărire a precipitațiilor acide, sau rețeaua de determinare a radioactivității factorilor de mediu, sînt organizate și funcționează la scară națională.

CUM SE „PROIECTEAZĂ" O REȚEA DE SUPRAVEGHERE?

De aportul modelării — sau, mai precis, de una dintre aplicațiile ei — la supravegherea calității aerului ne vom ocupa în acest paragraf. Este vorba de proiectarea de rețele de supraveghere, înțelegînd prin proiectare practic stabilirea a tot ce este necesar pentru urmărirea nivelului poluării într-o zonă: numărul și poziția punctelor de măsurare, programul de colectare a probelor de aer, baza instrumentală, personalul necesar și canalele de informare cu date și eventual de avertizare. De fapt, dintre toate aceste componente ale proiectării, numai stabilirea poziției punctelor este legată strîns de modelare; într-o măsură mai mică depind de ea numărul punctelor (determinat în primul rînd, cel puțin în zonele cu poluare intensă, de fondurile disponibile) și programul de colectare. În cele ce urmează, cînd vom vorbi de proiectare de rețele vom înțelege numai aceste componente.

O idee asupra complexității problemei, incluzînd observația că soluția nu este unic determinată, ne putem face din faptul că standardul Societății Americane pentru Testări și Materiale, ASTM, privitor la proiectarea programe-

lor de urmărire a poluării atmosferice (D 1357-57) evită să dea vreun procedeu detaliat. Standardul se limitează la recomandări de principiu, altminteri realmente utile nu numai ca simple sfaturi de urmat ci și — parte din ele — în calitate de criterii la o formulare în termeni cantitativi.

Agenția pentru Protecția Mediului Înconjurător din S.U.A. vede pentru amplasarea punctelor de măsurare următoarea prioritate:

a) Zonele cu concentrație mare a poluanților (stabilite, desigur, prin modelarea dispersiei și a transportului poluanților, sau pe baza unor măsurători preliminare);

b) Zonele dens populate;

c) Locurile situate pe traseele principale de curgere a aerului la pătrunderea în zona urbană (ceea ce are darul să pună în evidență contribuția surselor exterioare zonei de interes);

d) Zonele proiectate a fi dezvoltate.

Există două principii — remarcă A. N. Iasenski et al. într-un articol publicat în Lucrările Observatorului Geofizic Principal din U.R.S.S., vol. 492, 1987, care stau la baza proiectării de rețele:

I. Rețeaua să fie proiectată astfel încît cu datele obținute să poată fi reprodus cît mai fidel și cît mai complet cîmpul * concentrațiilor reale din zonă. Se recomandă utilizarea concentrațiilor medii anuale. O astfel de rețea „spațial reprezentativă" este concepută în vederea rezolvării următoarelor probleme practice: evaluarea tendinței calității aerului, evaluarea eficacității strategiilor de combatere a poluării atmosferei, validarea sau calibrarea unor modele de dispersie, dezvoltarea urbanistică.

Proiectarea unui asemenea gen de rețea constă în studierea structurii statistice spațiale a cîmpului concentrațiilor (din măsurători preliminare sau obținute prin simularea numerică a dispersiei) și alegerea unei astfel de mulțimi de puncte de măsurare încît eroarea de interpolare atunci cînd se folosesc punctele alese pentru estimarea concentrațiilor în alte puncte din zonă să fie minimă. Este evident că o

---

* Totalitatea valorilor concentrației în punctele unui spațiu, în cazul de față ale unei suprafețe reprezentate de zona acoperită de rețea; „echivalentul" practic: valorile concentrației într-un număr finit de puncte.

astfel de punere a problemei are drept efect atingerea scopului propus adică tocmai „eficacitatea" maximă a datelor obținute în ceea ce privește „acoperirea" zonei de interes.

Optimizarea amintită (minimizarea erorii de interpolare, mai precis a dispersiei acesteia) are la bază lucrările lui L. S. Gandin și ale școlii sale din U.R.S.S. * privind studiul cîmpurilor elementelor meteorologice; o parte însemnată din rezultatele lui sînt astăzi incluse în metode numerice de prognoză a vremii aplicate în diferite țări. Nu vom intra aici în amănunte.

II. Al doilea principiu care stă la baza proiectării de rețele este următorul: cu datele obținute din rețea să poată fi estimată contribuția unor surse individuale la cîmpul global al concentrațiilor, pentru a se putea acționa asupra emisiilor. Este vorba îndeosebi de emisiile mari. Evident, pentru a se putea acționa este nevoie să se dispună de un model matematic din care să reiasă contribuțiile surselor; este o cerință care nu pune probleme deosebite. O precauție necesară este aceea ca punctele de măsurare să fie astfel alese, încît oricare ar fi direcția vîntului, nici o sursă să nu rămînă „nesupravegheată": rețea „orientată pe surse" (source-oriented).

Punctele se aleg astfel încît datele obținute să fie maxim sensibile la variația emisiilor surselor principale (cele care constituie, luate împreună, 80—90% din emisia totală din zonă).

Pe baza celor două principii rezultă, după cum se vede, două tipuri distincte de rețea. Desigur, nimic nu împiedică să se suprapună cele două tipuri într-o aceeași zonă dacă acest lucru se consideră necesar și bineînțeles dacă există suficiente fonduri. Dar datele furnizate de ele vor trebui exploatate separat, în conformitate cu destinația lor.

O metodă principial simplă, pusă la punct de Hougland și Stephens („Air pollutant monitor siting by analytical techniques", în Journal of the Air Pollution Control Association, 1976, 26, 1, pp. 51—53) și care în ultimii ani a căpătat o răspîndire destul de largă în lume (sau a inspirat tehnici

* V. de ex., L. S. Gandin și R. L. Kagan: Statististiceskie metodî interpretații meteorologhiceskih dannîh. Ghidrometeoizdat, Leningrad, 1976.

asemănătoare), pornește de la o grilă inițială peste zona de interes, cu noduri distanțate între ele la 2,5—3 km. Se consideră că „zona de influență" a unei surse, corespunzătoare unei direcții a vîntului, este întregul sector de vînt respectiv. În fig. 13 zona de influență a sursei nr. 2, corespunzătoare direcției nord-vest a vîntului, este sectorul hașurat. Notîndu-se cu i sursa, cu j punctul de grilă (PG) și cu k direcția vîntului, se definește o măsură (factor) a „acoperirii" de către PG a fiecărei surse și a fiecărei direcții a vîntului, notată cu A_{ijk} . Dacă PG j nu cade în sectorul k pentru sursa i, atunci măsura acoperirii A_{ijk} se pune egală cu zero. Dacă PG cade în sectorul corespunzător unei surse date, măsura acoperirii va fi funcție de frecvența acelei direcții a vîntului $f(k)$, de rata de emitere a sursei $Q(i)$, și de distanța sursă-PG, D_{ij} :

$$A_{ijk} = f(k) \cdot Q(i) \cdot [1/(1 + D_{ij})].$$

Se folosește o funcție de distanță și nu distanța însăși din două motive. Mai întîi, suma factorilor de acoperire urmează să fie maximizată, astfel că se cere o mărime care să fie invers proporțională cu distanța (deoarece „ponderea" PG trebuie să crească cu „influența" sursei deci cu apropierea de ea *). În al doilea rînd, funcția folosită trebuie să tindă către o valoare finită atunci cînd D_{ij} tinde către zero. Cînd un PG este inaccesibil, se consideră A_{ijk} corespunzător egal cu zero.

În fig. 13 procedeul este ilustrat printr-o grilă inițială de 15 × 15 km, cu trei surse marcate cu steluțe, cu 36 PG (numerotate începînd cu $j = 1$ în colțul din stînga-sus și mergînd spre dreapta) și cu 8 sectoare de vînt începînd cu $k = 1$ (nord) și continuînd în sensul acelor de ceasornic pînă la $k = 8$ (nord-vest). PG marcat cu săgeată cu contur este $j = 16$. Sursa este $i = 2$, iar sectorul de vînt este $k = 8$, adică NV. Dacă frecvența direcției NV este, să zicem, 12,5%, rata de emitere a sursei 2 este de 300 g/s, iar distanța sursă-PG este de 6 km, atunci măsura acoperirii de către PG 16

* Se au în vedere surse joase; în cazul surselor înalte, de-a lungul unei axe oarecare ce trece prin sursă concentrația începe cu valoarea zero la „piciorul" sursei, crește pe măsură ce ne depărtăm de sursă, atinge un maxim, după care începe să scadă cu distanța.

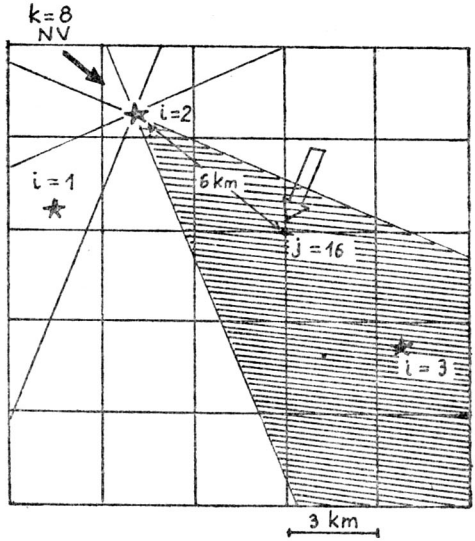


Fig. 13. Proiectarea de rețele de supraveghere: „zone de influență" ale surselor de poluare (exemplificare a metodei Hougland-Stephens).

a sursei 2 pe sectorul de vînt 8 va fi $A_{ijk} = A_{2,16,8} = 12{,}5 \cdot 300 \cdot 1/1 + 6$. În același punct $j = 16$, zona de influență a sursei nr. 1 corespunde direcției $k = 7$ (vest) a vîntului, iar zona de influență a sursei nr. 3 va cuprinde direcția $k = 4$ (sud-est) a vîntului; așadar, vom avea în total 3 factori de acoperire în acel punct.

După calcularea măsurilor de acoperire se trece la o schemă de optimizare pentru a decide în care PG potențiale se vor amplasa aparate de prelevare/măsurare.

Într-una din schemele de optimizare, denumită „orientată pe aparate" (monitor-oriented), factorii de acoperire se sumează pe fiecare PG după toate sursele și după toate direcțiile vîntului:

$$Z_j = \sum_i \sum_k A_{ijk}.$$

Sumele rezultante Z_j se ordonează descrescător. Dacă aparatele disponibile sînt în număr de K, se aleg primele K puncte de grilă ordonate după Z_j.

Principalul dezavantaj al schemei este că o sursă puternică poate „acapara" un număr prea mare de PG potențiale, lăsînd descoperite alte surse mai mici.

O a doua schemă, „orientată pe surse", ia în considerare, pentru fiecare sursă și pentru fiecare direcție a vîntului, acel PG care are cel mai mare factor de acoperire. Se amplasează aparate de măsură în acele PG care maximizează suma factorilor de acoperire, în limita a K aparate disponibile:

$$\mathrm{Max}(Z) = \sum_i \sum_k \max_j (A_{ijk} \cdot X_j),$$

cu restricția $\sum_j X_j \leqslant K$, unde $X_j = 1$ dacă se atribuie aparat de măsură punctului j, și $X_j = 0$ în caz contrar.

Această formulare „orientată pe surse" oferă asigurarea că sursele majore vor fi acoperite fără a fi neglijate cele mai mici. Totuși, metoda prezintă dezavantajul că pornește de la o mulțime discretă de amplasamente posibile, fără a permite abateri de la acestea. Se adaugă apoi definirea nu tocmai fericită a factorului dependent de distanță din măsura acoperirii, prin care sursele înalte sînt „dezavantajate". În sfîrșit, observăm că de fapt nu intervine în metodă nici un calcul de concentrație, ceea ce iarăși ridică un semn de întrebare.

Iasenski et al. (op. cit.), pornind de la același principiu al ordonării PG potențiale ale unei grile, definește factorii de acoperire în alt mod , și anume:

$$q_j = \sum_i \sum_k C_j(i, k, u^*) f(k),$$

unde C_j este concentrația medie pe termen lung a poluantului în punctul j datorată sursei i și direcției k a vîntului; u^* este viteza critică a vîntului (o valoare unică pe zonă, deși în mod normal există cîte o viteză critică pentru fiecare sursă *).

* De ce există o viteză critică a vîntului pentru o sursă dată? Ne amintim că în formula concentrației datorate unei surse cu emisie continuă viteza vîntului, u, intervine de două ori: o dată în expresia supraînălțării penei, Δh, unde creșterea vitezei, u, duce, prin „culcarea" penei, la creșterea concentrației poluantului la sol, și încă o dată în însăși expresia concentrației, care scade cu creșterea vitezei vîntului. Din cele două tendințe contrare rezultă existența unei valori critice.

Ţinînd cont de zonele de influenţă ale surselor (definite mai restrictiv decît în metoda lui Hougland şi Stephens), se obţine în fiecare PG cîte un şir de perechi (i, k): (i_1, k_1), (i_2, k_2), ..., (i_l, k_l), în număr de l_j, denumit „indexul" PG. Punctele j în care urmează să fie instalate aparate se aleg în ordinea descrescătoare a indecşilor l_j, iar factorii q_j decid numai în caz de „paritate". Metoda conţine şi o procedură prin care pot fi stabilite abateri posibile ale coordonatelor punctelor alese de la cele calculate.

Să nu uităm totuşi recomandarea de bun-simţ pe care o face acelaşi standard american ASTM citat mai sus: „Trebuie să se ştie că nici un instrument şi nici un procedeu nu pot înlocui judecata sănătoasă a unui specialist experimentat. A întreprinde o investigaţie cu cercetători neexperimentaţi sau a te limita la obţinerea a numai cîteva probe într-o singură situaţie, oricare ar fi aceasta, constituie un mare pericol". Prin acest sfat este avertizat cercetătorul înclinat să supraestimeze virtuţile abordării teoretice. Cu atît mai mult cel înclinat să i le conteste.

CÎT DE DES MĂSURĂM CONCENTRAŢIA ?

Dacă există la dispoziţie aparatură automată cu înregistrare continuă, frecvenţa determinărilor, evident, nu se mai pune. În ceea ce priveşte sistemul discontinuu de măsurare, există cîteva reguli de prelevare legate de periodicitatea parametrilor meteorologici şi a emisiilor, valabile indiferent de tipul de reţea în sensul comentariilor de mai sus.

Parametrii meteorologici care influenţează transportul şi difuzia poluanţilor prezintă cicluri diurne de variaţie; o dată cu ei variază periodic şi concentraţiile în aer ale poluanţilor. Astfel, stabilitatea atmosferică variază foarte pronunţat, şi anume este maximă în timpul nopţii, cînd predomină inversiunile de temperatură, şi minimă ziua, cînd, datorită dezvoltării turbulenţei, poluanţii sînt puternic dispersaţi în atmosferă. Viteza vîntului şi uneori chiar şi direcţia (mai ales în zonele de coastă, unde se fac simţite brizele marine, şi în zonele de munte, unde acţionează brizele de tip munte-vale) prezintă de asemenea cicluri

diurne. Toți acești parametri, alături de alții, ca de pildă precipitațiile, manifestă și o pronunțată ciclicitate anuală. Astfel, stabilitatea atmosferică este maximă iarna și minimă vara.

Emisiile, la rîndul lor, sînt supuse unor variații cu perioade de o zi (mai ales traficul auto), o săptămînă, un an (ca de pildă în cazul încălzirii rezidențiale).

Programul prelevărilor trebuie astfel conceput încît nici o stare meteorologică să nu fie neglijată. În caz contrar datele vor fi distorsionate, uneori lipsite chiar de orice reprezentativitate.

În cazul rețelelor „orientate pe surse", frecvența măsurărilor depinde de scopul propus. Dacă se urmărește „ținerea sub control" a surselor, adică reducerea emisiilor în cazul atingerii unor niveluri inacceptabile ale poluării aerului, sau cînd se prevede atingerea unor astfel de niveluri în următoarele cîteva ore, atunci frecvența prelevărilor nu poate fi mai mică decît, să zicem, una la trei ore (durata unei prelevări fiind în concordanță cu perioada de mediere a CMA adică de 30 min.). Se înțelege, ideală este în acest caz măsurarea continuă.

Dacă însă se urmărește depistarea contribuțiilor „pe termen lung" ale unor surse la încălcarea normelor de calitate a aerului în vederea unor eventuale îmbunătățiri aduse tehnologiilor sau pentru adoptarea altor măsuri tehnice de diminuare a poluării, atunci prelevările pot fi mai rare. Se practică în astfel de cazuri, chiar și în țările industrializate, datorită simplității mijloacelor instrumentale cerute, prelevarea de 24 de ore. Valorile medii pe acest interval furnizate în cadrul unui asemenea program scapă, de bună seamă, ciclurile diurne și variațiile cu perioade mai mici, și bineînțeles nu sînt de folos în prognoza pe 24 de ore a poluării. Dar ele răspund cu succes celorlalte scopuri ale supravegherii calității aerului.

În paragraful „Normele de calitate a aerului și certitudinea respectării lor" din capitolul intitulat „Norme de calitate a aerului" aminteam de precizia limitată, în sens statistic, cu care pot fi determinate caracteristicile statistice ale șirurilor de măsurători ca urmare a incompletitudinii acestora. Majoritatea lucrărilor în acest domeniu estimează precizia cu care se determină media anuală a

concentrațiilor. Nu ne vom ocupa de metode teoretice, constînd în stabilirea „intervalelor de încredere" asociate parametrilor estimați. În tabelul 5 (G. B. Morgan: „Assessment of ambiant air quality in the United States", la Seminarul de Proiectare a Sistemelor Informaționale privind Mediul Înconjurător, Katowice, Polonia, 1973) se prezintă o metodă bazată pe prelucrarea unor cantități mari de date experimentale:

Tabelul 5. **Relația dintre frecvența prelevărilor zilnice (o dată la *k* zile) și deviația față de media reală**

k	Deviația mediei obținute din prelevări o dată la *k* zile față de media anuală reală %
2	1,4
3	1,7
4	2,2
5	2,7
6	3,2
7	8,7
8	3,8
9	5,0
10	5,4
11	4,7
12	5,0
13	6,4

Rezultatele se bazează pe 9 ani de măsurători asupra concentrației particulelor în suspensie la Philadelphia, S.U.A.

Prin medie „reală" se înțelege acea medie anuală care a fost obținută dintr-un șir *complet* de concentrații medii zilnice (365 de valori). De exemplu, prelevările făcute o dată la 5 zile conduc la o medie anuală estimată, care poate să difere de media „reală" cu 2,7% din aceasta.

În tabelul 6 este prezentată o altă estimare a preciziei determinărilor în funcție de frecvența prelevărilor, bazată pe 5 ani de măsurători asupra concentrației SO_2 într-un punct din Düsseldorf, R. F. Germania. Metoda adoptată este întrucîtva diferită: au fost calculate media aritmetică pe toată perioada măsurătorilor zilnice (medii pe 24 ore),

Tabelul 6. **Relația dintre frecvența prelevărilor zilnice și coeficientul de variație a mediilor de selecție**

Număr de prelevări pe an	Coeficientul de variație pentru mediile de selecție (% din media reală)
182	5,3
169	5,5
156	5,7
143	6,0
130	6,3
117	6,6
104	7,0
91	7,6
78	8,2
65	8,9
52	10,0
39	11,6
26	14,1

împreună cu abaterea medie pătratică a valorilor individuale. De aici a fost calculat coeficientul de variație* pentru mediile aritmetice ale unor eșantioane statistice obținute cu diferite frecvențe de prelevare.

Coloanele 1 din cele două tabele corespund între ele. De exemplu, $k = 2$ din tabelul 5 este echivalent cu 182 (365 zile/2) în cel de-al doilea, cu deosebirea că în acest din urmă caz nu este vorba de o regularitate a prelevărilor ci de probe repartizate la întîmplare în decursul unui an. Coeficientul de variație caracterizează intervalul în care este de așteptat să găsim o deviație între media „reală" și media eșantionului cu o probabilitate de aproximativ 70%. Astfel, pentru $k = 2$, media eșantionului se află cu o probabilitate de aprox. 70% într-un interval de 5,3% din media reală. Invers, dacă ne propunem să stabilim mărimea eșantionului corespunzînd unei precizii dorite, vom adopta un program de prelevare în conformitate cu coloana 1.

---

* Coeficient de variație: parametru statistic definit prin raportul, în procente, dintre abaterea medie pătratică σ și media aritmetică μ : $v = (\sigma/\mu) \cdot 100\%$. În cazul repartiției normale, probabilitatea ca o valoare a mării aleatoare să „cadă" în intervalul cuprins între $+\sigma$ și $-\sigma$ în jurul mediei (repartiția este simetrică) este de 68%.

Judecînd după cît de lent scade precizia în determinarea mediei anuale — de la 5,3 la 14,1% — la o micşorare de 7 ori a frecvenţei prelevărilor, de la una la două zile la una la două spătămîni, s-ar putea deduce că nu există motive să cerem prea mult de la un program de supraveghere. Realitatea este însă alta: media aritmetică pe termen lung este un parametru puţin sensibil la variaţia emisiilor; 14% din media „reală" poate fi adesea, în funcţie de scopul supravegherii o precizie inacceptabilă. Alţi parametri, cum ar fi maximul anual şi cuantilele superioare ale repartiţiei statistice, manifestă o dependenţă mult mai strînsă de frecvenţa prelevărilor.

SUPRAVEGHEREA CALITĂŢII AERULUI ÎN ROMÂNIA

După toate aceste informaţii referitoare la principiile generale de organizare a reţelelor, să facem o scurtă prezentare a situaţiei din ţara noastră în acest domeniu.

Prima reţea urbană permanentă de supraveghere a poluării atmosferei, înfiinţată de Institutul de Meteorologie şi Hidrologie la cererea administraţiei locale, a început să furnizeze date în 1969 la Hunedoara. I s-au adăugat îndată după aceea, în 1971, reţelele din zonele Baia Mare şi Copşa Mică. Funcţionarea lor este dirijată de observatoare meteorologice specializate, unde, pe lîngă analiza chimică a probelor de aer, se fac şi observaţii meteorologice asupra direcţiei şi a vitezei vîntului la sol şi în înălţime, precum şi asupra stabilităţii atmosferice. Programul de urmărire a calităţii aerului constă în măsurători asupra concentraţiei bioxidului de sulf şi a particulelor în suspensie (în general, medii pe 24 de ore), precum şi asupra depunerilor de pulberi; în unele puncte se determină conţinutul în metale grele (toxice) din particulele reţinute pe filtru şi din depuneri.

În 1978 a fost înfiinţată o reţea de supraveghere a poluării aerului în Bucureşti, cu măsurători de concentraţie a SO_2, pulberilor în suspensie, NO_x, acidităţii totale şi plumbului, iar în 1984 a început să funcţioneze o reţea în

zona orașului Giurgiu, cu măsurători asupra concentrației clorului, acidului clorhidric, NO_2, SO_2 și particulelor în suspensie.

Datele sînt stocate în banca de date de calitate a aerului de la Centrul de Calcul Electronic al Consiliului Național al Apelor. Se emit informări lunare.

Se află într-o fază foarte avansată pregătirile pentru extinderea supravegherii poluării aerului la scara întregii țări, folosindu-se în acest scop rețeaua de oficii județene de gospodărire a apelor din cadrul Consiliului Național al Apelor.

Ministerul Sănătății dispune de propria sa rețea de supraveghere a calității aerului, profilată pe depistarea unor riscuri pentru sănătate în vederea supravegherii medicale diferențiate a populației.

Rețeaua a fost înființată în 1973 prin grija Institutului de Igienă și Sănătate Publică. În 1987 ea a cuprins 84 de puncte de măsurare a concentrațiilor în aer a 16 substanțe poluante (medii pe 24 de ore), amplasate în 56 de localități; depunerile de pulberi au fost măsurate în 106 localități din țară. Concentrațiile pulberilor în suspensie și ale poluanților gazoși se determină de către laboratoarele centrelor sanitaro-antiepidemice județene sau de laboratoarele de epidemiologie teritoriale după metode de analiză standardizate, la fel ca și cele aplicate în rețeaua Consiliului Național al Apelor. Conținutul în metale toxice (Pb, Cr, Ni, Cd și Mn) al pulberilor în suspensie se analizează la laboratoarele de specialitate ale Institutului de Igienă și Sănătate Publică București și Cluj.

Datele din întreaga rețea, centralizate la Institutul de Igienă și Sănătate Publică București și prelucrate la Centrul de Calcul și Statistică Sanitară al Ministerului Sănătății, se publică anual. În tabelul 7 se dau concentrațiile medii zilnice ale plumbului la București în 1987. Se vede astfel că CMA (medie pe 24 de ore) pentru plumbul din aer, de 0,7 $\mu g/m^3$, este depășită de exemplu în zona Cotroceni în proporție de 10—20% (concentrația este inferioară valorii de 0,7 $\mu g/m^3$ în 80—90% din timp).

Alături de rețelele de supraveghere a poluării „de impact", funcționează în România, din 1973, o rețea de supraveghere a poluării de fond, parte integrantă a rețelei la scară plane-

Tabelul 7. **Concentrațiile medii zilnice de Pb (μg/m³) în Municipiul București în anul 1987**

DISTRIBUȚIA CONCENTRAȚIILOR — PERCENTILE*

Punctul de control	Nr. probe	Min.	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95	98	Max.	Media aritm.	Dev. std.
Zona																
Cotroceni	251	0,09	0,23	0,29	0,33	0,38	0,45	0,51	0,56	0,62	0,75	0,89	1,02	3,63	0,48	0,26
Spiru Haret	180	0,12	0,20	0,22	0,25	0,27	0,31	0,33	0,38	0,50	0,63	0,82	0,96	1,48	0,38	0,22
Semănătoarea	125	0,09	0,20	0,25	0,28	0,31	0,34	0,40	0,46	0,54	0,70	0,84	0,99	1,74	0,41	0,23
Policolor	11	0,25	0,25	0,27	0,30	0,42	0,45	0,61	0,70	1,18	1,26	1,26	1,26	1,35	0,67	0,39
Automatica	213	0,00	0,05	0,10	0,12	0,15	0,16	0,17	0,21	0,25	0,29	0,33	0,41	0,68	0,18	0,10
Inox	99	0,11	0,15	0,29	0,31	0,31	0,46	0,46	0,58	0,62	0,93	0,93	1,04	1,25	0,46	0,26
Biofarm	91	0,00	0,16	0,21	0,31	0,32	0,37	0,46	0,46	0,56	0,64	0,77	1,16	1,32	0,42	0,23
Acumulatorul	96	0,04	3,04	5,15	8,10	11,29	13,62	18,44	27,87	36,58	45,49	61,34	64,15	90,43	21,23	19,52

* Percentilă — v. cuantilă (nota de subsol de la pag. 55)

Tabelul este reprodus după „Supravegherea calității aerului în principalele localități urbane din R. S. România". Vol. VIII — 1987, editat de Institutul de Igienă și Sănătate Publică din București.

tară. Rețeaua a fost modernizată în 1978 în cadrul Programului Națiunilor Unite pentru Mediul Înconjurător (UNEP) — Background Air Pollution Monitoring Network (BAPMoN); ea numără în prezent patru stații situate în locuri ferite de poluarea locală și anume la: Semenic, Fundata, Stîna de Vale și Rarău. Probele prelevate aici sînt expediate la Institutul de Meteorologie și Hidrologie, unde se determină: concentrația SO_2 și a particulelor în suspensie, conținutul în metale al aerosolilor și al precipitațiilor, precum și alți cîțiva parametri fizico-chimici ai acestora. Începînd din 1979 datele sînt trimise periodic la centrele mondiale de colectare a datelor.

În sfîrșit, din 1984 funcționează o rețea de urmărire a precipitațiilor acide, avînd drept scop depistarea aportului precipitațiilor la acidificarea solului și a apelor de suprafață și freatice.

ÎN LOC DE ÎNCHEIERE

Într-o lucrare de proporții modeste ca aceasta, nu și-au găsit locul aspecte importante implicate în opera de ameliorare a calității aerului. Acestea sînt tratate în lucrări de specialitate mai ample; este vorba de: aspectele tehnologice ale unei potențiale — și așteptate — industrii minim poluante; tehnici propriu-zise de purificare a aerului; aspecte instrumentale ale supravegherii calității aerului; efectele poluării atmosferei ș.a.m.d. Scopul a fost acela de a trece în revistă unele mijloace de *cunoaștere* a stării de poluare a atmosferei.

Nu mai puțin importantă decît mijloacele de acționare propriu-zise, cunoașterea îi este indispensabilă decidentului pentru că îi pune la dispoziție însăși baza de decizie. Dar aceasta nu este unica ei șansă de a-și afirma meritele. Cunoașterea mediului înconjurător și a stării sale, cel puțin sub unele aspecte nu atît de strict tehnice, constituie deopotrivă baza de informare a publicului. Dintr-un punct de vedere îngust pragmatic, putem spune că cu cît publicul

este mai exact şi mai larg informat asupra a ceea ce ameninţă astăzi mediul înconjurător, cu atît este mai probabil să se găsească remedii. Într-un sens asemănător dar plasîndu-ne mai aproape de sfera de preocupări a omului de ştiinţă, putem conta pe faptul că o informare cît mai completă, dezvăluind elemente de atractivitate, de care noua ştiinţă a mediului nu duce lipsă, are darul să capteze interesul unor specialişti din domenii conexe.

Nu este însă vorba numai de remedii cerute specialistului. Informarea publicului este menită să formeze *iubitori* ai mediului înconjurător. O mutaţie de optică în această privinţă s-a făcut remarcată încă de acum cîţiva ani. Formula arogantă şi păgubitoare a „supunerii naturii" a fost părăsită în favoarea *colaborării* cu natura. Ceea ce înseamnă reinstaurarea respectului pentru ea şi, prin extensie, a respectului pentru mediu. Se pune doar întrebarea dacă această nouă concepţie a cîştigat adepţi în număr destul de mare pentru a-şi arăta şi eficacitatea. Iată o întrebare deloc lipsită de sens. Pentru că, în primul rînd, mediul înconjurător nu este o problemă în exclusivitate a specialistului în ecologie; mediul nu îi este încredinţat acestuia „în custodie" ci este un bun al tuturor. Mult mai mulţi oameni decît s-ar putea crede la prima vedere dispun, într-o măsură mai mare sau mai mică, de „putere de decizie" în probleme de mediu. Trebuie doar ca ei să-şi exercite această putere în sensul cuvenit şi, bineînţeles, înainte de orice să fie conştienţi că se află în faţa unei opţiuni. Vom adăuga deci la imperativul informării publicului şi pe acela al educării.

Dacă ne referim la industrie, trebuie să subliniem că integritatea mediului înconjurător este strîns legată nu numai de tehnologiile de care dispunem, poate deseori încă limitate ca posibilităţi; ea este legată şi de respectarea *disciplinei* tehnologice. Iată un exemplu. Un tehnolog exercitînd o funcţie de conducere trebuie să ştie, printre altele, că în atmosferă condiţiile de dispersie sînt mult mai reduse în timpul nopţii decît ziua. El trebuie să-şi programeze acele operaţii tehnologice generatoare de poluare, care nu sînt legate cu stricteţe de momente fixe, astfel încît impactul asupra mediului să fie minim. A arde reziduuri în situaţii de calm atmosferic dacă operaţia poate fi amînată,

sau a le arde în timpul nopții „pentru că nu se vede" înseamnă a nesocoti reguli elementare de păstrare a calității mediului.

Dar conservarea mediului înconjurător este, nu în ultimul rînd, și o problemă de estetică ecologică. Pentru că importanța pe care o acordăm „aspectului" mediului — vizibil chiar și pentru ochiul neînarmat cu aparat — aruncă lumină asupra atitudinii față de mediu în probleme de mai mare responsabilitate și profunzime.

Mediul înconjurător nu înseamnă numai marile platforme industriale, cu multele și variatele lor emisii de substanțe toxice. El se află aici, în imediata noastră vecinătate. Mediul este *și* strada, de curățenia căreia depind deopotrivă satisfacția (sau insatisfacția) noastră estetică și calitatea aerului pe care îl respirăm.

Desigur, nu este lipsit de interes faptul că, așa cum s-a observat, trăim într-o lume finită, cu materii prime în cantitate limitată; că procesul economic este un proces prin excelență entropic, deci inevitabil generator de deșeuri... Putem să medităm, cu zîmbetul pe buze, împreună cu marele matematician care a fost Octav Onicescu, la legăturile extraterestre, prin care „industria noastră va ieși din corsetul acelor contradicții interne marcate alarmant de fenomenul poluării la care era condamnată prin izolarea cosmică"... Dar să nu uităm că înainte de „soluția radicală" avem la îndemînă foarte multe soluții parțiale, încă nefructificate, desigur mai puțin spectaculoase, dar cu siguranță benefice și pe deasupra absolut obligatorii. Căci, în definitiv, respectul față de mediul înconjurător este respect pentru oameni.